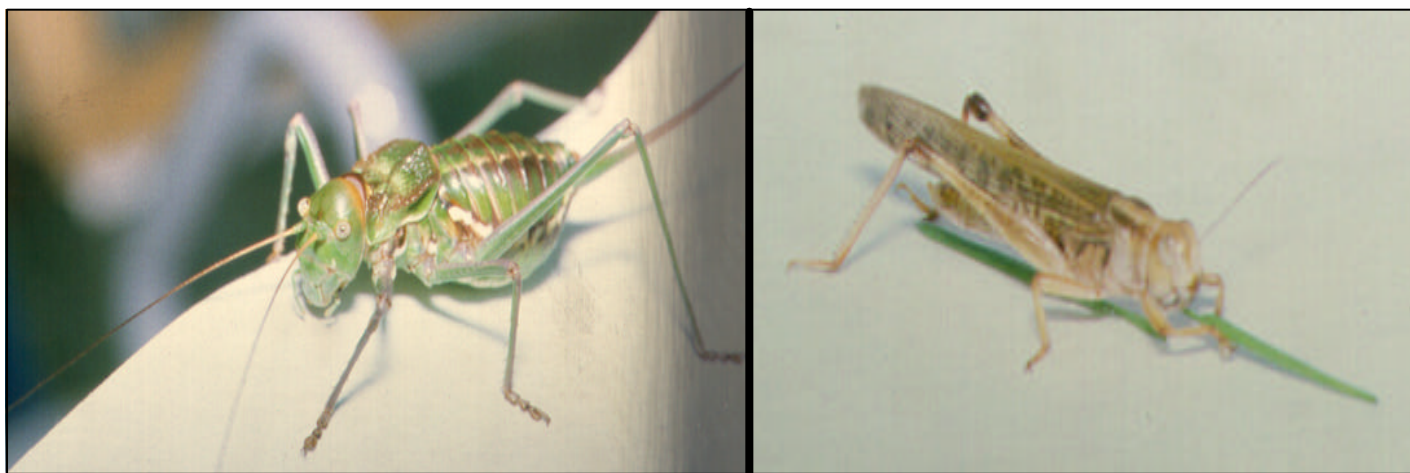


ANA PAULA TEIXEIRA MARTINHO

ORTHOPTERA DO ECOSSISTEMA PINHAL



LISBOA

2003

ISBN

© Abril de 2003

Ana Paula Teixeira Martinho

Depósito legal nº 1

ISBN: 972-9025-09-6

Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Campus da Caparica

2825 Monte da Caparica

Portugal



DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS E ENGENHARIA DO AMBIENTE

ORTHOPTERA DO ECOSSISTEMA PINHAL

ANA PAULA TEIXEIRA MARTINHO

Dissertação apresentada para obtenção do
Grau de Doutor em Engenharia do Ambiente,
Especialidade em Sistemas Naturais, pela
Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de
Ciências e Tecnologia

Orientadora: Prof. Drª MARIA ROSA PAIVA

LISBOA

2003



Aos **Orthoptera**
por me permitirem
descobrir a **Natureza**

AGRADECIMENTOS

Ao concluir esta tese de doutoramento, desejo prestar o meu reconhecimento a quantos me apoiaram de modo decisivo na preparação desta dissertação:

À Professora Doutora Maria Rosa Paiva, expresso o meu agradecimento pelo apoio, estímulo e amizade com que sempre contei. Estou grata pela orientação científica desta dissertação, a sua inteira disponibilidade, bem como a vasta experiência e conhecimentos colocados nas sugestões e revisões críticas essenciais ao desenvolvimento e concretização deste trabalho.

À Fundação para a Ciência e Tecnologia, pela Bolsa de Doutoramento nº 9083/96, concedida no âmbito do programa PRAXIS XXI.

Ao Professor Doutor Gerhard H. Schmidt, da Universidade de Hannover, expresso o meu agradecimento pelo seu imprescindível apoio e orientação na identificação das espécies de gafanhotos capturadas.

Ao Professor Doutor Michael Boppré e à sua equipa, da Universidade de Freiburg, quero agradecer a preciosa orientação e apoio prestados na realização do trabalho laboratorial desenvolvido na Instituto de Zoologia Florestal.

Ao Professor Doutor Higuinaldo Chaves das Neves, ao Prof. Drº Marco Gomes Silva e à Prof. Drª Margarida Gonçalves, do Centro de Química Fina e Biotecnológica, da FCT/UNL, por terem permitido a utilização de equipamento de cromatografia e espectrometria de massa, essenciais para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Professor Doutor Bugalho de Almeida e à sua equipa, pelo incansável empenho na tentativa de me libertarem da alergia provocada pelos gafanhotos africanos.

Ao Dr. José Nascimento, vice-presidente do Parque Natural do Alvão, pelo seu apoio no desenvolvimento do trabalho de campo nesta área protegida.

À Rita Albütz, pelo seu empenho e amizade e por ser responsável pela minha iniciação nas metodologias práticas das culturas laboratoriais de gafanhotos.

À Teresa Santos, Margarida Patrão Costa, Carla Pimentel, Eduardo Dias e Rui Rosado, pelo apoio prestado na manutenção da cultura laboratorial de gafanhotos, tornando desta forma suportável a minha alergia.

À Helena Farrall pelo apoio e amizade e por me ter revelado o Parque Natural do Alvão.

Ao Eduardo Mateus pelo apoio e desorientação prestados a nível das técnicas de cromatografia e identificação das substâncias semio-químicas.

À Cátia Mendes pela sua amizade, apoio na realização do trabalho de campo e dos mapas, imprescindíveis para a caracterização dos locais de amostragem.

À Paula Nunes, pelo seu incentivo, amizade e revisão crítica de várias partes desta dissertação.

Aos meus pais, pela sua compreensão, amizade, apoio e conforto, que sempre colocaram à minha disposição.

Ao Diogo Martinho, por gostar de gafanhotos.

Ao João Faustino pelo seu incentivo, amizade, disponibilidade para me acompanhar nas saídas de campo a Vila Real e Bragança e sobretudo pelo ombro amigo com que posso contar.

SUMÁRIO

O pinhal constitui o tipo de floresta mais representado em Portugal, ocupando 35.5% da área florestada. Este estudo foi efectuado em pinhais e sistemas circundantes, tendo por objectivo identificar a fauna de Orthoptera, e avaliar quais os impactes ecológicos das espécies encontradas, isto é quais delas poderão constituir pragas, e quais deverão ser protegidas.

Recolheram-se 60 espécies de Orthoptera, em pinhais distribuídos por seis regiões de Portugal Continental, das quais 24 pertencem à sub-ordem Ensifera e 36 à sub-ordem Caelifera, representando cerca de 50% das espécies anteriormente encontradas. Foi registado pela primeira vez em Portugal a presença de nove espécies de órtopteros, uma das quais nova para a ciência *Uromenus (Steropleurus) anapaulae* (G. H. Schmidt, 2002).

Procedeu-se à comparação da biodiversidade de Orthoptera nos locais estudados, utilizando-se os índices de Shannon, Brillouin e Simpson. Verificou-se que os valores mais elevados, para a biodiversidade de Orthoptera, foram encontrados nos locais que apresentavam uma considerável diversidade da paisagem e diversidade de habitats, como é o caso do Parque Natural do Alvão, enquanto que os menores valores foram registados na Mata Nacional de Leiria e na Herdade da Ferraria, onde existe grande homogeneidade de habitats, constituídos quase exclusivamente por plantações de *Pinus pinaster*.

Investigou-se qual a importância dos Orthoptera, como predadores da processionária do pinheiro *Thaumetopoea pityocampa*, um dos fitófagos mais importantes na região Mediterrânica, causador tanto de prejuízos económicos em pinhais como de reacções alérgicas ao Homem e outros mamíferos. Registou-se pela primeira vez, que os gafanhotos da família Tettigonidea predam sobre lagartas e imagos de *T. pityocampa*, além de consumirem as posturas. Em alguns pinhais verificou-se existir uma relação inversamente proporcional entre o número de tetigonídeos, e o nível de ataque do fitófago. Não se confirmou, no entanto, uma possível utilização da feromona sexual de *T. pityocampa* como cairomona, pelos tetigonídeos.

Entre os órtopteros potencialmente causadores de pragas salienta-se a sub-espécie *Locusta migratoria cinerascens*, que apresenta uma distribuição circum-mediterrânica. Procedeu-se à criação laboratorial e ao estudo comparativo da bio-ecologia desta sub-espécie e de *L. m. migratorioides*, que causa prejuízos devastadores em regiões tropicais. Ambas são morfologicamente semelhantes mas ocorrem em fases diferentes, respectivamente solitária e gregária. Quantificaram-se os parâmetros reprodutivos de fêmeas virgens e copuladas das duas sub-espécies, e de fêmeas híbridas, tendo-se registado taxas de fertilidade superiores para *L. m. migratorioides*, denotando a sua adaptação a densidades populacionais elevadas. Obteve-se ainda, por reprodução partenogenética, 13 gerações consecutivas de fêmeas, facto que se regista pela primeira vez.

Compararam-se as principais componentes das substâncias semioquímicas emitidas por fêmeas, machos e ninfas de último instar para as duas sub-espécies de *L. migratoria* estudadas, tendo-se verificado que existem algumas diferenças relativamente às fêmeas. Analisaram-se as respostas olfactivas a algumas das principais substâncias, nomeadamente guaiacol, veratrol, anisol, acetofenona, benzaldeído e extracto de folhas verdes, através de testes de electroantenografia, tendo-se concluído que a sub-espécie *L. m. migratorioides* reagiu mais intensamente às substâncias acetofenona, guaiacol e veratrol do que a sub-espécie *L. m. cinerascens*.

ABSTRACT

In Portugal pine ecosystems take up 35% of the area forested. The present study was conducted in pine stands and surrounding ecosystems, aiming at the identification of the Portuguese Orthoptera and at the evaluation of the ecological impacts caused by the main species, to determine which ones can potentially become pests and which ones should be protected.

Sixty species of Orthoptera were caught in pine stands located in six regions of Continental Portugal, 24 of which belonged to the sub-order Ensifera and 36 of the sub-order Caelifera. Together they represented about 50% of the species known from Portugal. Nine species were recorded for the first time in the country and a species new to science, *Uromenus (Steropleurus) anapaulae* (G. H. Schmidt, 2002) was captured and described.

The biodiversity of Orthoptera was compared among the sites studied, using the indices of Shannon, Brillouin and Simpson. Results showed that the highest values for biodiversity parameters were found in areas having a considerable habitat diversity, such as Alvão Natural Park, while the lowest ones were recorded in Mata Nacional de Leiria and Herdade da Ferraria, sites which have very homogeneous habitats, almost exclusively plantations of *Pinus pinaster*.

The role of Orthoptera as predators of the winter pine processionary moth, *Thaumetopoea pityocampa* was studied. This important defoliator causes economic damage throughout the Mediterranean region, and allergies to humans and other mammals. It was observed for the first time that the tettigonids predate upon larvae and adults of *T. pityocampa*, further to consuming egg-batches. In some pine stands an inverse relationship was registered between the number of tettigonids and the level of attack by the defoliator. A possible use of the pheromone of *T. pityocampa* as kairomone, by the tettigonids, was not confirmed.

Locusta migratoria cinerascens, which is distributed in the Mediterranean region, can be considered as an orthopter with a potential to become a pest. It was thus reared in the laboratory and a comparative study of the bioecology of this sub-species, in relation to *L. m. migratorioides*, a sub-species causing devastating damage in tropical regions, was conducted. Both sub-species are morphologically similar but occur in different phases, respectively solitary and gregarious. The reproductive parameters of virgin and mated females were compared for both sub-species, as well as for an hybrid strain. *L. m. migratorioides* had higher rates of fertility, denoting better adaptation to high population densities. Furthermore, by parthenogenetic reproduction, it was possible to obtain 13 consecutive generations of females, a fact which is recorded for the first time, indicating the ability of this sub-species to overcome unfavourable conditions.

The main components of the semiochemicals emitted by females, males and last instar nymphs of both sub-species were compared and differences were found among the semiochemicals emitted by females. The olfactory responses of the locusts to the main substances identified, namely guaiacol, veratrol, anisol, acetophenone, benzaldehyde and green leaf extracts were analysed by electroantennography tests. It was concluded that the sub-species *L. m. migratorioides* reacted more intensively than sub-species *L. m. cinerascens* to acetophenone, guaiacol, and veratrol.

Índice de Matérias

	Pág.
1. Enquadramento e Objectivos	1
2. Caracterização Geral dos Locais de Estudo	7
2.1. Herdade da Ferraria	9
2.2. Herdade da Apostiça	9
2.3. Mata Nacional de Leiria	12
2.4. Casais da Pucariça	13
2.5. Parque Natural do Alvão	13
2.6. Parque Natural de Montesinho	15
3. Biodiversidade de Orthoptera	19
3.1. Introdução	19
3.2. Materiais e Métodos	27
3.3. Resultados	32
3.3.1. Inventariação das Espécies Capturadas	32
3.3.2. Índices de Diversidade Biológica	37
3.4. Discussão	40
4. Papel dos Orthoptera na Teia Alimentar do Ecossistema Pinhal	49
4.1. Introdução	49
4.2. Materiais e Métodos	56
4.2.1. Influência da Colocação de Armadilhas Iscadas com Feromona Sexual de <i>Thaumetopoea pityocampa</i> sobre a Intensidade do Ataque	56
4.2.2. Armadilhas Iscadas com a Feromona Sexual de Fêmeas de <i>T. pityocampa</i>	57
4.2.3. Biotestes com Tetigónideos	58
4.2.4. Tratamento Estatístico	59
4.3. Resultados	60
4.3.1. Influência da Colocação de Armadilhas Iscadas com Feromona Sexual de <i>T. pityocampa</i> sobre a Intensidade do Ataque	60
4.3.2. Captura de Machos de <i>T. pityocampa</i> em Armadilhas Iscadas com a Feromona Sexual	69
4.3.3. Captura de Tetigónideos em Armadilhas Iscadas com a Feromona Sexual de <i>T. pityocampa</i>	73

4.3.4. Biotestes com Tetigonídeos	76
4.4. Discussão	81
5. Cealífera - Orthoptera Causadores de Pragas	87
5.1. Introdução	87
5.1.1. Panorâmica Mundial e Ibérica	88
5.1.2. Principais Espécies e Evolução das Medidas de Gestão	89
5.1.3. Bioecologia Comparativa de <i>Schistocerca gregaria</i> e <i>Locusta migratoria</i>	94
5.1.4. Mecanismos de Comunicação Olfactiva	96
5.1.5. Tipos de Substâncias Semio-químicas Potencialmente Importantes na Gestão de Populações de Caelífera	99
5.1.6. Implementação de Estratégias de Gestão Integrada de Pragas ..	109
5.2. Materiais e Métodos	117
5.2.1. Criação Laboratorial	117
5.2.2. Bio-ecologia de <i>L. m. migratorioides</i> e de <i>L. m. cinerascens</i>	117
5.2.3. Extracções de Substâncias Semio-químicas	118
5.2.3.1. Ootecas	118
5.2.3.2. Adultos e Ninfas	119
5.2.4. Condições de Funcionamento do Cromatógrafo	119
5.2.5. Células Sensoriais Existentes nas Antenas	120
5.2.6. Estudos Electrofisiológicos	120
5.2.7. Tratamento Estatístico	120
5.3. Resultados	121
5.3.1. Bioecologia de <i>L. m. migratorioides</i> e de <i>L. m. cinerascens</i>	121
5.3.2. Extracções de Substâncias Semio-químicas	125
5.3.3. Células Sensoriais Existentes nas Antenas	131
5.3.4. Estudos Electrofisiológicos (curvas de dose resposta)	133
5.4. Discussão	135
5.4.1. Bioecologia de <i>L. m. migratorioides</i> e de <i>L. m. cinerascens</i>	138
5.4.2. Extracções de Substâncias Semio-químicas com Possível Acção Feromonal	140
5.4.3. Células Sensoriais Existentes nas Antenas	144
5.4.4. Estudos Electrofisiológicos (curvas de dose resposta)	145
6. Discussão Geral e Conclusões	147
7. Referências Bibliográficas	153

Anexos	169
--------------	-----

Índice de Figuras

	Pág.
Figura 2.1. - Localização dos habitats seleccionados para a realização dos trabalhos de campo.	8
Figura 4.1. - Número de árvores, nos locais com armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de <i>T. pityocampa</i> e nos locais sem armadilhas, na Herdade da Apostiça, Península de Setúbal, em Janeiro de 1999, 2000 e 2001.	60
Figura 4.2. - Distribuição de ninhos provisórios, ninhos definitivos e do nível de ataque provocado por larvas de 4º e 5º instares de <i>T. pityocampa</i> em pinheiros, em locais com armadilhas iscadas com feromona sexual das fêmeas e em locais afastados do raio de influência das armadilhas. Herdade da Apostiça, Península de Setúbal, em Janeiro de 1999, 2000 e 2001.	61
Figura 4.3. - Grau de ensombramento das árvores estudadas, nos locais com armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de <i>T. pityocampa</i> e nos locais afastados do raio de influência das armadilhas, na Herdade da Apostiça, Península de Setúbal, em Janeiro de 1999, 2000 e 2001.	62
Figura 4.4. - Relação entre o grau de ensombramento das árvores estudadas e o nível de ataque 2 e 3, nos locais com armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de <i>T. pityocampa</i> e nos locais afastados do raio de influência das armadilhas, na Herdade da Apostiça, Península de Setúbal.	63
Figura 4.5. - Orientação preferencial de ninhos definitivos de <i>T. pityocampa</i> , na Herdade da Apostiça, de uma amostragem de 919 ninhos definitivos, Janeiro de 2000.	64
Figura 4.6. - Número de árvores, nos locais com armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de <i>T. pityocampa</i> e nos locais com armadilhas sem feromona, nos Casais da Pucariça, Abrantes, Março de 2000 e 2001.	65
Figura 4.7. - Distribuição dos ninhos definitivos e do nível de ataque provocado por larvas de 4º e 5º instar em pinheiros, em 2 locais (1º - armadilha iscada com feromona de fêmeas de <i>T. pityocampa</i> ; 2º - armadilha sem feromona de fêmeas de <i>T. pityocampa</i>) na zona 1, nos Casais da Pucariça, Abrantes, em Março de 2000 e 2001.	66
Figura 4.8. - Distribuição dos ninhos definitivos e do nível de ataque provocado por larvas 4º e 5º instar em pinheiros, em 3 locais (3º - armadilha iscada com feromona de fêmeas de <i>T. pityocampa</i> ; 4º - armadilha sem feromona; 5º - armadilha iscada com feromona) na zona 2. Casais da Pucariça, Abrantes. Março de 2000 e 2001.	67
Figura 4.9. - Grau de ensombramento das árvores estudadas, nos locais com armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de <i>T. pityocampa</i> e com armadilha sem isco. Casais da Pucariça, Abrantes. Março de 2000.	68
Figura 4.10. - Orientação dos ninhos definitivos de <i>T. pityocampa</i> numa amostra de 91 ninhos definitivos. Casais da Pucariça, Março de 2000.	68
Figura 4.11. - Percentagem de machos de <i>T. pityocampa</i> capturados em cada uma das armadilhas iscadas com feromona sexual das fêmeas. Herdade da Apostiça, Herdade da Ferraria e Casais da Pucariça, entre Julho e Outubro de 1998, 1999 e 2000.	70
Figura 4.12. - Curva de voo dos machos de <i>T. pityocampa</i> . Herdade da Apostiça e da Ferraria (Península de Setúbal), e Casais da Pucariça, Abrantes, 1998, 1999 e 2000.	72
Figura 4.13. - Número total de tetigonídeos capturados nas armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de <i>T. pityocampa</i> , e nas armadilhas sem feromona. Casais da Pucariça (Abrantes) e Herdade da Ferraria (Península de Setúbal), entre Junho e Outubro de 1999 e 2000.	74

Figura 4.14. - Distribuição dos tetigonídeos capturados, nas armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de <i>T. pityocampa</i> , e nas armadilhas sem feromona. Casais da Pucariça, Abrantes entre Junho e Outubro de 1999 e 2000.	75
Figura 4.15. - Alguns exemplos de espécies de tetigonídeos que predaram posturas e larvas de <i>T. pityocampa</i> . a) <i>Platystolus (Neocallicrania) serratus</i> , b) <i>Tettigonia viridissima</i> , c) <i>Antaxius spinibrachius</i> , d) <i>Thyreonotus bidens</i>	76
Figura 4.16. - Observações, a nível comportamental, de um macho de <i>Uromenus (Steropleurus) anapaulae</i> , a predar larvas de 2º instar de <i>T. pityocampa</i> . Experiência realizada numa arena, nos laboratórios do Guecko - FCT/UNL, em Agosto de 2000.	77
Figura 4.17. - Sequência de observações, a nível comportamental, de uma fêmea de <i>Antaxius spinibrachius</i> , a predar larvas de 2º instar de <i>T. pityocampa</i> . Experiência realizada numa arena, nos laboratórios do Guecko – FCT/UNL, em Agosto de 2000.	80
Figura 5.1. - Registo de pragas (barras mais escuras) e infestações importantes (barras mais claras) entre os períodos de 1860 e 1999. Modificado de: Dobson & Magor (1999). ..	87
Figura 5.2. - Ciclo de vida do gafanhoto do deserto, <i>Schistocerca gregaria</i> , onde se encontram realçadas as situações em que as feromonas actuam. Modificado de Hassanali & Torto (1999).	98
Figura 5.3. - Procedimento de estudos espaciais aplicados a populações de gafanhotos conducentes ao desenvolvimento de sistemas de gestão integrada de pragas (adaptado de Sergeev <i>et al.</i> , 2000).	112
Figura 5.4. - Experiências realizadas com insectos híbridos, resultantes da reprodução cruzada entre <i>L. m. migratorioides</i> e <i>L. m. cinerascens</i>	125
Figura 5.5. - Os 10 picos com as maiores áreas percentuais provenientes dos cromatogramas dos extractos de 10 ♂♂ das duas sub-espécies.	128
Figura 5.6. - Os 10 picos com as maiores áreas percentuais provenientes dos cromatogramas dos extractos de 5 ♀♀ das duas sub-espécies.	129
Figura 5.7. - Os 10 picos com as maiores áreas percentuais provenientes dos cromatogramas dos extractos de ootecas das duas sub-espécies.	129
Figura 5.8. - Diferentes tipos de sensilas com funções olfactivas encontradas no 7º segmento das antenas das sub-espécies <i>L. m. migratorioides</i> e <i>L. m. cinerascens</i>	132
Figura 5.14. - Curvas de dose resposta para as substâncias puras (quando aplicadas individualmente) com possível acção feromonal, que originaram EAG positivos, para ambos os sexos das duas sub-espécies estudadas.	134
Figura A.1. - Altitude (m) - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	171
Figura A.2. - Altitude (m) - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	171
Figura A.3. - Altitude (m) - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas do Ambiente).	171
Figura A.4. - Altitude (m) - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	171
Figura A.5. - Altitude (m) - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	171
Figura A.6. - Temperatura média anual (°C) - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	172
Figura A.7. - Temperatura média anual (°C) - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	172
Figura A.8. - Temperatura média anual (°C) - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas	

do Ambiente).	172
Figura A.9. - Temperatura média anual (°C) - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	172
Figura A.10. - Temperatura média anual (°C) - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	172
Figura A.11. - Radiação Total (Kcal.cm ⁻² .ano ⁻¹) - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	173
Figura A.12. - Radiação Total (Kcal.cm ⁻² .ano ⁻¹) - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	173
Figura A.13. - Radiação Total (Kcal.cm ⁻² .ano ⁻¹) - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas do Ambiente).	173
Figura A.14. - Radiação Total (Kcal.cm ⁻² .ano ⁻¹) - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	173
Figura A.15. - Radiação Total (Kcal.cm ⁻² .ano ⁻¹), no Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	173
Figura A.16. - Insolação total (nº horas.ano ⁻¹) - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	174
Figura A.17. - Insolação total (nº horas.ano ⁻¹) - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	174
Figura A.18. - Insolação total (nº horas.ano ⁻¹) - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas do Ambiente).	174
Figura A.19. - Insolação total (nº horas.ano ⁻¹) - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	174
Figura A.20. - Insolação total (nº horas.ano ⁻¹) - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	174
Figura A.21. - Geadas (nº dias.ano ⁻¹) - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	175
Figura A.22. - Geadas (nº dias.ano ⁻¹) - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	175
Figura A.23. - Geadas (nº dias.ano ⁻¹) - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas do Ambiente).	175
Figura A.24. - Geadas (nº dias.ano ⁻¹) - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	175
Figura A.25. - Geadas (nº dias.ano ⁻¹) - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	175
Figura A.26. - Evapotranspiração real (mm) - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	176
Figura A.27. - Evapotranspiração real (mm) - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	176
Figura A.28. - Evapotranspiração real (mm) - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas do Ambiente).	176
Figura A.29. - Evapotranspiração real (mm) - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	176
Figura A.30. - Evapotranspiração real (mm) - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	176

Figura A.31. - Humidade do ar (%) - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	177
Figura A.32. - Humidade do ar (%) - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	177
Figura A.33. - Humidade do ar (%) - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas do Ambiente).	177
Figura A.34. - Humidade do ar (%) - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	177
Figura A.35. - Humidade do ar (%) - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	177
Figura A.36. - Pluviosidade média anual (mm) - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	178
Figura A.37. - Pluviosidade média anual (mm) - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	178
Figura A.38. - Pluviosidade média anual (mm) - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas do Ambiente).	178
Figura A.39. - Pluviosidade média anual (mm) - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	178
Figura A.40. - Pluviosidade média anual (mm) - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	178
Figura A.41. - Número de dias de chuva - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	179
Figura A.42. - Número de dias de chuva - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	179
Figura A.43. - Número de dias de chuva - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas do Ambiente).	179
Figura A.44. - Número de dias de chuva - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	179
Figura A.45. - Número de dias de chuva - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	179
Figura A.46. - Complexo litológico e unidade litológica - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	180
Figura A.47. - Complexo litológico e unidade litológica - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	180
Figura A.48. - Complexo litológico e unidade litológica - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas do Ambiente).	180
Figura A.49. - Complexo litológico e unidade litológica - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	180
Figura A.50. - Complexo litológico e unidade litológica - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	180
Figura A.51. - Carta de Solos - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	181
Figura A.52. - Carta de Solos - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	181

Figura A.53. - Carta de Solos - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas do Ambiente).	181
Figura A.54. - Carta de Solos - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	181
Figura A.55. - Carta de Solos - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	181
Figura A.56. - pH dos Solos - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	182
Figura A.57. - pH dos Solos - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	182
Figura A.58. - pH dos Solos - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas do Ambiente).	182
Figura A.59. - pH dos Solos - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	182
Figura A.60. - pH dos Solos - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	182
Figura A.61. - Zona Ecológica - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Atlas do Ambiente).	183
Figura A.62. - Zona Ecológica - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Atlas do Ambiente).	183
Figura A.63. - Zona Ecológica - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Atlas do Ambiente).	183
Figura A.64. - Zona Ecológica - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Atlas do Ambiente).	183
Figura A.65. - Zona Ecológica - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Atlas do Ambiente).	183
Figura A.66. - Carta de Ocupação do Solo - Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, Península de Setúbal (fonte: Corine Land Cover).	184
Figura A.67. - Carta de Ocupação do Solo - Mata Nacional de Leiria, Marinha Grande (fonte: Corine Land Cover).	184
Figura A.68. - Carta de Ocupação do Solo - Casais da Pucariça, Abrantes (fonte: Corine Land Cover).	184
Figura A.69. - Carta de Ocupação do Solo - Parque Natural do Alvão, Vila Real (fonte: Corine Land Cover).	184
Figura A.70. - Carta de Ocupação do Solo - Parque Natural de Montesinho, Bragança (fonte: Corine Land Cover).	184
Figura A.71. - Variação da altura dos pinheiros atacados por <i>T. pityocampa</i> , na Herdade da Apostiça, Península de Setúbal, em Janeiro de 2000.	193
Figura A.72. - Alguns locais na Herdade da Apostiça, Península de Setúbal, em Janeiro de 2000, após um intenso ataque de <i>T. pityocampa</i> .	193
Figura A.73. - Alguns locais em Casais da Pucariça, Abrantes, a) 1ª Zona, b) 2ª Zona, em Março de 2000.	193
Figura A.74. - Mapa da Mata Nacional de Leiria, com indicação da divisão em talhões, sobre a qual se baseia a sua gestão.	194
Figura A.75. - Alguns dos locais mais emblemáticos do Parque Natural do Alvão. a) Mosaico constituído por lameiros e pequenos bosques ao longo do rio Olo. b) e c) Vista geral da zona mais montanhosa. d) e e) Fisgas do Ermelo.	195

Figura A.76. - Vegetação num dos locais onde se procedia à recolha de tetigonídeos, no Parque Natural do Alvão. a) Ano de 1999, com a vegetação arbustiva. b), c) e d) Ano de 2000, após a limpeza total e queima da vegetação arbustiva.	195
Figura A.77. - Armadilha iscada com feromona sintética de fêmeas de <i>T. pityocampa</i> e com uma barra de insecticida, destinada à captura de machos, colocada a cerca de 2 metros do solo.	196
Figura A.78. - Ninho definitivo de <i>T. pityocampa</i> contendo larvas de 5º instar.	196
Figura A.79. - Experiências laboratoriais de alimentação – gaiolas individuais com diferentes espécies de tetigonídeos.	197
Figura A.80. - Exemplos de tetigonídeos que não são predadores de posturas e larvas de <i>T. pityocampa</i> . a) <i>Phaneroptera nana nana</i> , b) <i>Platycleis (Tessellana) tessellata</i>	197
Figura A.81. - Posturas de <i>T. pityocampa</i> antes (a) e após a realização das experiências laboratoriais (b e c).	197
Figura A.82. - Tetigonídeo fêmea da espécie <i>Platystolus (Neocallicrania) serratus</i> a predar uma postura de <i>T. pityocampa</i>	198
Figura A.83. - Tetigonídeo fêmea da espécie <i>Thyreonotus bidens</i> a predar uma postura de <i>T. pityocampa</i>	198
Figura A.84. - Sequência de observações, do comportamento de uma fêmea de <i>Antaxius spinibrachius</i> , a predar larvas de 1º instar de <i>T. pityocampa</i> que se encontravam num ninho provisório. Experiência realizada numa arena, nos laboratórios do Guecko – FCT/UNL, em Agosto de 2000.	199
Figura A.85. - Sequência de observações do comportamento de uma fêmea de <i>Platystolus (Neocallicrania) lusitanicus</i> , a predar larvas de 2º instar de <i>T. pityocampa</i> . Experiência realizada numa arena, nos laboratórios do Guecko – FCT/UNL, em Agosto de 2000.	199
Figura A.86. - a) Fêmea de <i>L. m. cinerascens</i> a ovipositar; b) contentor utilizado para oviposição contendo uma ooteca e areia; c) ootecas após a remoção superficial da areia.	200
Figura A.87. - Diferentes estados de desenvolvimento das ninfas de <i>L. m. migratorioides</i> . a) ninfas de 1º instar, recém nascidas; b) ninfa de 2º instar; c) ninfa de 3º instar; d) ninfa de 4º instar.	200
Figura A.88. - Ambos os sexos da sub-espécie <i>Locusta migratoria migratorioides</i> , provenientes de criação laboratorial, Guecko, FCT/UNL.	200
Figura A.89. - Ambos os sexos da sub-espécie <i>Locusta migratoria cinerascens</i> , provenientes de criação laboratorial, Guecko, FCT/UNL.	200
Figura A.90. - a) Alimento utilizado nas culturas laboratoriais de gafanhotos – trigo germinado hidronicamente. b) Criação laboratorial de <i>L. migratoria</i> , realizada nos laboratórios do Guecko, FCT/UNL.	201
Figura A.91. - Adultos de <i>L. m. migratorioides</i> , numa gaiola com uma densidade de 10 ♂ e 16 ♀ por gaiola.	201
Figura A.92. - Cromatogramas de extractos de ootecas das duas sub-espécies analisadas e comparação com um controlo (areia esterilizada).	202
Figura A.93. - Cromatogramas de extractos provenientes de esferas de vidro colocadas no interior de uma gaiola conjuntamente com 10 ♀ das duas sub-espécies analisadas.	203
Figura A.94. - Cromatogramas de extractos provenientes de esferas de vidro colocadas no interior de uma gaiola conjuntamente com 5 ♀ das duas sub-espécies analisadas. ...	204
Figura A.95. - Cromatogramas de extractos provenientes de esferas de vidro colocadas	

no interior de uma gaiola conjuntamente com 2 ♀♀ das duas sub-espécies analisadas. ...	205
Figura A.96. - Cromatogramas de extractos provenientes de esferas de vidro colocadas no interior de uma gaiola conjuntamente com 10 ninfas ♀♀, último instar das duas sub-espécies analisadas.	206
Figura A.97. - Cromatogramas de extractos provenientes de esferas de vidro colocadas no interior de uma gaiola conjuntamente com 10 ♂♂ das duas sub-espécies analisadas.	207
Figura A.98. - Cromatogramas de extractos provenientes de esferas de vidro colocadas no interior de uma gaiola conjuntamente com 5 ♂♂ das duas sub-espécies analisadas. ...	208
Figura A.99. - Cromatogramas de extractos provenientes de esferas de vidro colocadas no interior de uma gaiola conjuntamente com 2 ♂♂ das duas sub-espécies analisadas. ...	209
Figura A.100. - Cromatogramas de extractos provenientes de esferas de vidro colocadas no interior de uma gaiola conjuntamente com 10 ninfas ♂♂, último instar das duas sub-espécies analisadas.	210
Figura A.101. - Espectro de massa do Pico 4, encontrado no extracto de ootecas de <i>L. m. cinerascens</i> . Possível identificação: (z)-6-octen-2-one.	211
Figura A.102. - Espectro de massa do Pico 5, encontrado no extracto de ootecas de <i>L. m. migratorioides</i> . Possível identificação: anisol.	211
Figura A.103. - Espectro de massa do Pico 8, encontrado nos extractos de 10 ♀♀ e 10 ninfas último instar ♀♀ de <i>L. m. migratorioides</i> , e 2 ♀♀ e 10 ninfas último instar ♀♀ de <i>L. m. cinerascens</i> . Possível identificação: benzoilnitrilo.	211
Figura A.104. - Espectro de massa do Pico 11, encontrado no extracto de ootecas de <i>L. m. cinerascens</i> . Possível identificação: acetofenona.	211
Figura A.105. - Espectro de massa do Pico 14, encontrado no extracto de ootecas de <i>L. m. cinerascens</i> . Possível identificação: benzaldeído.	212
Figura A.106. - Espectro de massa do Pico 16, encontrado no extracto de ootecas de <i>L. m. cinerascens</i> . Possível identificação: fenilacetoneitrilo.	212
Figura A.107. - Espectro de massa do Pico 17, encontrado no extracto de ootecas de <i>L. m. migratorioides</i> . Possível identificação: 4-venilveratrol.	212
Figura A.108. - Espectro de massa do Pico 21, encontrado nos extractos de ootecas, 10 ♀♀, 5 ♀♀, 10 ♂♂ e 5 ♂♂ de <i>L. m. migratorioides</i> , e 10 ♀♀, 5 ♀♀, 2 ♀♀, 10 ♂♂ e 5 ♂♂ de <i>L. m. cinerascens</i> . Possível identificação: (E,E)-3,5-octadien-2-one.	212
Figura A.109. - Espectro de massa do Pico 22, encontrado nos extractos de ootecas, 10 ♀♀, 5 ♀♀ e 10 ♂♂ de <i>L. m. migratorioides</i> , e 10 ♀♀ de <i>L. m. cinerascens</i> . Possível identificação: 2-methoxy-4-vinilfenol.	213
Figura A.110. - Espectro de massa do Pico 23, conservante do éter: Ionol.	213

Índice de Tabelas

	Pág.
Tabela 2.1. - Características gerais dos locais de estudo (fonte: Atlas do Ambiente e Corine Land Cover).	10
Tabela 2.1. (cont.) - Características gerais dos locais de estudo (fonte: Atlas do Ambiente e Corine Land Cover).	11
Tabela 3.1. - Listagem das espécies ameaçadas na Europa, segundo o Livro Vermelho dos Animais em Perigo (adaptado de IUCN, 2000).	24
Tabela 3.2. - Espécies de Ensífera capturadas, entre Abril e Novembro de 1998 a 2000 nos locais de amostragem estudados.	35
Tabela 3.3. - Espécies de Caelífera capturadas, entre Abril e Novembro de 1998 a 2000, nos locais de amostragem estudados.	36
Tabela 3.4. - Valores dos índices de diversidade biológica, obtidos para os locais de amostragem estudados.	37
Tabela 3.5. - Composição biogeográfica das espécies de Orthoptera, encontradas em Portugal (adaptado de Schmidt <i>et al.</i> , em publicação).	43
Tabela 3.6. - Espécies de Orthoptera encontradas em Portugal, por outros autores (adaptado de Schmidt <i>et al.</i> , em publicação).	45
Tabela 4.1. - Comparação dos parâmetros relativos à intensidade do ataque, entre os locais com armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de <i>T. pityocampa</i> e os locais afastados do raio de influência das armadilhas, na Herdade da Apostiça, Península de Setúbal; teste de Kruskal-Wallis ANOVA.	62
Tabela 4.2. - Comparação dos parâmetros relativos à intensidade do ataque, entre a área 1 e área 2, Casais da Pucariça - Abrantes; teste de Kruskal-Wallis ANOVA, os valores aceites como significativos indicam-se com *, $p < 0.05$	65
Tabela 4.3. - Comparação dos parâmetros relativos à intensidade do ataque, entre as armadilhas 3, 4 e 5, Casais da Pucariça – Abrantes, Março 2000 e 2001; teste de Kruskal-Wallis ANOVA, os valores aceites como significativos indicam-se com *, $p < 0.05$	66
Tabela 4.4. - Parâmetros relativos à intensidade de ataque, para as armadilhas 3, 4 e 5, Casais da Pucariça – Abrantes, Março de 2001. Teste Wilcoxon, os valores aceites como significativos indicam-se com *, $p < 0.05$	67
Tabela 4.5. - Comparação do número total de machos capturados nas armadilhas iscadas com feromona de <i>T. pityocampa</i> nos anos de 1998, 1999 e 2000.	73
Tabela 4.6. - Comparação do número de tetigonídeos capturados, em todas as armadilhas, nos Casais da Pucariça - Abrantes; teste de Kruskal-Wallis ANOVA, os valores aceites como significativos indicam-se com *, $p < 0.05$	75
Tabela 4.7. - Parâmetros relativos à captura de tetigonídeos, em todas as armadilhas colocadas nos Casais da Pucariça – Abrantes, Teste Wilcoxon, os valores aceites como significativos indicam-se com *, $p < 0.05$	76
Tabela 4.8. - Resultados das experiências alimentares realizadas com as espécies de tetigonídeos capturados em vários pinhais, entre Junho e Setembro de 1998, 1999 e 2000.	78
Tabela 5.1. - Substâncias semio-químicas libertadas por <i>Schistocerca gregaria</i> . Modificado de Hassanali & Torto (1999).	107

Tabela 5.2. - Experiências realizadas nos Laboratórios GUECKO / DCEA, FCT Universidade Nova de Lisboa, Portugal, entre Agosto de 1996 e Outubro de 1999.	117
Tabela 5.3. - Tipo de experiências realizadas para extracção de substâncias semioquímicas. Laboratórios GUECKO/DCEA, FCT, UNL.	118
Tabela 5.4. - Substâncias utilizadas nos EAG, em diferentes concentrações.	120
Tabela 5.5. - Valores médios (A: n=10; B, C: n=8; D: n=4) para os parâmetros relativos à fecundidade e à sobrevivência das ninfas de <i>Locusta migratoria migratorioides</i> para ♀♀ mantidas em diferentes condições bio-ecológicas. As letras a, b, c, indicam diferenças significativas, teste não paramétrico de Wilcoxon (Sokal and Rohlf, 1995), para ($p < 0.05$).	121
Tabela 5.6. - Valores médios para os parâmetros relativos à fecundidade e à sobrevivência das ninfas de <i>Locusta migratoria migratorioides</i> e <i>Locusta migratoria cinerascens</i> , para ♀♀ mantidas em diferentes condições bio-ecológicas (densidade). a, b, c: diferenças significativas ($p < 0.05$), teste não paramétrico de Wilcoxon (Sokal and Rohlf, 1995).	122
Tabela 5.7. - Valores médios para os parâmetros relativos à fecundidade e sobrevivência das ninfas de <i>Locusta migratoria migratorioides</i> e <i>Locusta migratoria cinerascens</i> obtidas em gerações partenogénicas consecutivas.	123
Tabela 5.8. - Análise das áreas percentuais dos picos obtidos nos diferentes cromatogramas para as duas sub-espécies, criadas em condições de densidade diferentes (10, 5 e 2 ♂♂, por gaiola). Teste Wilcoxon, os valores aceites como significativos indicam-se com *, $p < 0.05$	127
Tabela 5.9. - Análise das áreas percentuais dos picos obtidos nos diferentes cromatogramas das duas sub-espécies, criadas em condições de densidade diferentes (10, 5 e 2 ♀♀, por gaiola) e nos cromatogramas das ootecas. Teste Wilcoxon, os valores aceites como significativos indicam-se com *, $p < 0.05$	127
Tabela 5.10. - Substâncias presentes em baixas concentrações, encontradas nos diferentes extractos analisados, dos gafanhotos das sub-espécies <i>L. m. migratorioides</i> e <i>L. m. cinerascens</i> obtidos com o GC-MS.	131
Tabela 5.11. - Análise do 7º segmento da antena de <i>L. m. cinerascens</i> e <i>L. m. migratorioides</i> (ambos os sexos) descriminando os diferentes tipos de sensilas encontradas.	132
Tabela A1 - Espécies de Orthoptera capturadas, entre Abril e Novembro de 1998 a 2000, nos locais de amostragem estudados.	185

1. ENQUADRAMENTO E OBJECTIVOS

Cerca de 40 000 espécies de Orthoptera estão descritas a nível mundial (Samways e Lockwood, 1998), sendo umas muito raras, por oposição a outras, que se encontram distribuídas por vastas áreas e que são muito comuns. Algumas populações apresentam uma enorme variabilidade no número de indivíduos, tornando-se local e temporariamente espécies numericamente dominantes (Lockwood, 1997).

Algumas espécies adaptam-se a diferentes condições, o que permite a colonização de diversos ecossistemas; é o que acontece, por exemplo, com as espécies *Tettigonia viridissima* e *Chorthippus parallelus*, espécies estas chamadas euriécias.

Outras espécies, chamadas estenoécias, só podem sobreviver em certos meios muito especializados, perfeitamente adaptados às suas exigências ecológicas. Exemplos destas espécies podem ser *Tetrix tuerki* e *Bryodema tuberculata*, que estão adaptadas a ecossistemas que se encontram próximos de cursos de água em regiões montanhosas. As espécies estenoécias são particularmente sensíveis a alterações ambientais.

As espécies de Orthoptera que se encontram nas regiões europeias são, na sua maioria, originárias de regiões mais quentes, nomeadamente da bacia do Mediterrâneo e por esse motivo a temperatura constitui o principal factor limitante à sua distribuição. Algumas espécies só conseguem sobreviver continuamente no interior de construções humanas, como por exemplo *Tachycines asynamarus*, e *Acheta domesticus*. Outras são típicas de biótopos quentes e secos (*Ephippiger ephippiger*, *Calliptamus italicus*); as espécies do género *Ephippiger* encontram-se no Sul de França, em conflito permanente com a exploração vitivinícola e ameaçadas de extinção. As populações deste género, existentes no Sul da Europa, podem pertencer a um maior número de espécies distintas, mas que ainda não foram identificadas. Em oposição a estas espécies termófilas, existem as espécies termofobas, confinadas a regiões de alta altitude, por exemplo *Gomphocerus sibiricus*. Outras espécies existem exclusivamente em meios húmidos como por exemplo, os Conicéphalos e *Stethophyma grossum*. Esta última espécie coloniza os biótopos ripícolas e as pradarias hidrófilas; outrora com uma distribuição muito ampla, esta espécie sofreu um declínio acentuado nas últimas décadas, vítima da drenagem dos solos e da destruição dos seus habitats, encontrando-se ameaçada e constituindo um excelente indicador da integridade dos meios húmidos (Bellmann e Luquet, 1995).

Um estudo mais aprofundado da fauna de Orthoptera permite distinguir, num local com uma aparente uniformidade biocenótica de habitats, um mosaico de biótopos muito diversos. Assim, nas pradarias situadas nas bordaduras de uma zona alagada, nos locais mais secos encontram-se *Myrmeleotetrix maculatus* e *Omocestus rufipes*, as depressões mesófilas abrigarão *Chorthippus dorsatus* e *Metrioptera brachyptera*. Nas bases profundas da zona alagada dos pauis, estas espécies serão substituídas por *Stethophyma grossum* e *Chorthippus montanus*. As espécies mais euriécias, como *Chorthippus parallelus* e *Esthystira brachyptera*, podem colonizar indiferentemente todos os locais. Estas particularidades permitem reconhecer as associações de ortópteros, muito típicas de certos meios bem definidos (Ingrisch, 1982 in Bellmann e Luquet, 1995), da mesma forma que os fitossociólogos distinguem as associações vegetais. Os ortópteros estenoécios mantêm-se invariavelmente ao longo de anos nos mesmos biótopos, constituindo, como já foi referido, excelentes indicadores de meios preservados, sendo também muito sensíveis a alterações do ambiente.

Alguns tipos de biótopos são particularmente ricos em ortópteros, como por exemplo, os prados xerofíticos baixos, as pradarias húmidas e as orlas florestais ensolaradas. A diversidade específica tende para um máximo nas regiões onde existe uma justaposição de uma grande variedade de biótopos. Um paul cercado de biótopos secos pode oferecer condições para um máximo de diversidade específica. Prospeções realizadas num roseiral com 2 km de diâmetro, permitiram recensear 23 espécies de Orthoptera (Bellmann e Luquet, 1995). Da mesma maneira certos locais mediterrânicos podem albergar uma grande diversidade de espécies. Por exemplo, Luquet (1985 e 1992) encontrou em *de Mont Ventoux* (Vaucluse), em biótopos particularmente secos, cerca de 15 espécies de Acrididae, e na área total do maciço montanhoso, um total de 42 espécies. Só será possível estabelecer a riqueza de espécies em tais biótopos durante uma curta parte do ano, uma vez que a maioria delas atingem a idade adulta entre o fim de Julho e o fim de Setembro.

Nos Orthoptera conhecem-se exemplos quer de extinção de espécies, bem como o aparecimento das pragas mais extraordinárias. Desta forma se conclui que diferentes espécies, por vezes até bastante próximas entre si, podem apresentar diferentes estratégias bionómicas.

As espécies de Orthoptera que provocam pragas são polífagas e muito móveis, embora apenas durante alguns períodos de tempo. Esta característica não é, no entanto, a única responsável pela abundância de algumas espécies.

Em relação a espécies que estão ameaçadas, verificou-se que uma reduzida mobilidade poderá estar associado a um aumento da susceptibilidade destas, podendo mesmo conduzir à extinção. Observou-se, por exemplo, numa população de *Psophus stidulus* (L.) uma redução de 26%, durante uma geração, devido ao impacte do tráfico, nas fêmeas, por estas serem atraídas para a vegetação que se encontrava de ambos os lados de uma estrada (Weidemann *et al.*, 1996).

Por vezes diferentes populações da mesma espécie, podem apresentar estratégias opostas, tornando-se assim benéficas ou prejudiciais, raras ou abundantes. Assim, os programas de gestão de ortópteros poderão ter dois tipos de objectivos diferentes relativamente às populações alvo: 1 - Manter ou aumentar os efectivos existentes; 2 – Reduzir ou manter abaixo dos níveis económicos de estrago, os níveis das populações.

Samways e Lockwood (1998), efectuaram um estudo comparativo entre as espécies de Orthoptera que estavam ameaçadas (Livro Vermelho de Animais em Perigo, 1996 IUCN) e as espécies que constituíam as pragas mais importantes, COPR (1982).

A primeira questão que colocaram foi se tanto as espécies ameaçadas, com aquelas que causavam pragas, pertenceriam ao mesmo grupo taxonómico. Verificaram que existiam diferenças notórias, já que as espécies da família Acrididae eram proporcionalmente mais abundantes e provocavam danos em grandes áreas, sendo consideradas, na maior parte dos casos, como pragas. Em contraste, nas famílias Rhaphidophoridae, Stenopelmatidae, Tetrigidae, Tettigoniidae, era mais frequente encontrarem-se espécies ameaçadas. Embora estes autores tenham chegado a estas conclusões, encontraram também exemplos de géneros que incluíam espécies ameaçadas e espécies que provocavam pragas.

Outra questão à qual Samways e Lockwood (1998) tentaram responder foi se as espécies ameaçadas, e as que provocavam pragas, estariam, ou não, associadas a algum tipo de ecossistema. Verificaram que os Orthoptera ameaçados eram provenientes de vários tipos de ecossistemas, desde florestas a zonas arbustivas e até mesmo a grutas. Para muitas espécies, a maior ameaça consistia na destruição dos seus habitats, enquanto que, para outras, resultava principalmente da invasão dos habitats por espécies exóticas, nomeadamente roedores.

Verificou-se que, durante as últimas décadas, muitas espécies entraram em declínio, principalmente aquelas altamente especializadas, como por exemplo as que vivem em biótopos ripícolas. A maioria das espécies que existiam em meios hoje ocupados pela agricultura intensiva, ou em locais húmidos que posteriormente foram drenados,

encontram-se em perigo de extinção. A diminuição de espécies xerotérmicas é igualmente impressionante.

Embora muitos Orthoptera que se tornaram pragas, beneficiassem de perturbações ocorridas nos habitats, provocadas pelas actividades antropogénicas, deve realçar-se que o desenvolvimento de nuvens de gafanhotos são acontecimentos naturais, restringidos a planícies com vegetação herbácea. Algumas espécies que não provocam pragas podem beneficiar das transformações antropogénicas (Sergeev, 1997), mas em oposição, muitas outras, principalmente as especialistas, são negativamente afectadas (Samways, 1997; Sergeev, 1997). Os Tetigonídeos, nomeadamente, são especialmente sensíveis à fragmentação e alteração dos habitats (Samways, 1989).

Um número elevado de espécies que provocam pragas apresentam uma distribuição muito ampla, embora durante algum tempo possam ficar limitadas a áreas menores. Deve salientar-se que nem mesmo espécies que apresentam densidades elevadas, estão protegidas do risco de extinção. Conhece-se o exemplo de algumas espécies (*Decticus verrucivorus monspeliensis* e *Melanoplus spretus*), que embora se tenham tornado pragas, passados poucos anos se extinguiram. No entanto, a maior parte das espécies que atingem densidades elevadas, não passa por extremos de vulnerabilidade na sua dinâmica populacional. Estes factos conduzem à conclusão que espécies abundantes podem tornar-se raras, e até extinguir-se, o que não é facilmente reconhecido em estudos de conservação de espécies.

As espécies ameaçadas mencionadas no Livro Vermelho apresentam todas uma distribuição muito reduzida, provocando assim uma inquietação relativamente à gestão destas populações, uma vez que pequenas alterações dos habitats poderão provocar a extinção de uma espécie. Daqui resulta que a protecção eficiente destas espécies só pode ser conseguida recorrendo a estudos de autoecologia e à inventariação dos riscos existentes, bem como à avaliação das causas que os provocaram; com frequência, torna-se indispensável recorrer à criação destas espécies em laboratório, o que nem sempre é uma tarefa fácil.

Alguns países Europeus estudaram o declínio da sua fauna de Orthoptera de uma forma suficientemente profunda. Na Alemanha, por exemplo, estes estudos mostraram que 6 espécies estão extintas, ou não foram observadas durante um longo período de tempo, 11 encontram-se à beira da extinção, 5 estão em risco de desaparecer e 15 ameaçadas. Estas 37 espécies representam 49% da fauna alemã de Orthoptera; estes resultados mostram, assim, que os Orthoptera fazem parte do grupo de animais mais

ameaçados pelas modificações do ambiente. Face à gravidade da situação, a Alemanha promulgou uma lei na qual 9 espécies estão protegidas. Em França 3 espécies de Orthopteros estão protegidos na totalidade do território, embora existam listas de espécies protegidas a nível regional (Bellmann e Luquet, 1995). No entanto, a protecção legal das espécies não terá nenhum efeito real enquanto não se alterarem as variáveis que causam essa extinção. Em Portugal não foram feitos quaisquer estudos sobre esta temática até ao momento.

Como conclusão, pode referir-se que a preservação da biodiversidade dos Orthoptera é uma tarefa bastante complexa e até mesmo paradoxal, mas que deve ser colocada com urgência e implementada na prática, uma vez que muitas espécies de Orthoptera têm um papel muito importante nos ecossistemas.

Foram os seguintes os objectivos do trabalho desenvolvido:

1. Proceder ao estudo da biodiversidade de Orthoptera em Portugal Continental, para alguns tipos de ecossistemas e de regiões geográficas.
 - 1.1. Comparar os habitats estudados com base no cálculo de índices de biodiversidade.
 - 1.2. Interpretar os resultados encontrados, relacionando a ecologia das principais espécies presentes com as características ecológicas dos habitats.
 - 1.3. Efectuar uma prospecção mais detalhada para o ecossistema pinhal, com ênfase para a família Tettigonidae, e em particular:
 - 1.3.1. Determinar qual o papel dos tetigonídeos como predadores da processionária do pinheiro *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.).
 - 1.3.2. Investigar se os tetigonídeos utilizam mecanismos olfactivos para localizar as suas presas, em particular a processionária do pinheiro.
2. Efectuar um estudo comparativo da bio-ecologia das sub-espécies *Locusta migratoria cinerascens* (Fabricius) que ocorre em Portugal apenas na fase solitária, e de *Locusta migratoria migratorioides* (Reiche & Fairmaire, 1850), que se encontra distribuída em África onde ocorre nas fases gregária e solitária, podendo formar agregados de dezenas de milhões de indivíduos. Nomeadamente:

2.1. Estudar e quantificar os principais parâmetros reprodutores para as duas sub-espécies.

2.2. Estudar comparativamente alguns aspectos da comunicação olfactiva destas sub-espécies

O objectivo destes estudos será o de fornecer pistas, que de alguma forma possam decodificar as diferenças existentes entre estas duas sub-espécies e com isso ajudar no esclarecimento dos sistemas que levam à gregarização e à passagem à fase solitária.

Pode-se também avaliar com este estudo, qual o potencial que poderá existir em Portugal Continental, principalmente na parte Sul e Centro do país, para a formação de agregados que possam conduzir ao surgimento de uma praga de *L. m. cinerascens*.

2. CARACTERIZAÇÃO GERAL DOS LOCAIS DE ESTUDO

De uma maneira geral pode-se caracterizar o clima de Portugal como sendo influenciado pelas correntes do oceano Atlântico, devido à prevalência dos ventos de Oeste que transportam humidade, resultando num clima de temperaturas moderadas e períodos de chuva. Ocasionalmente as correntes quentes e secas provenientes do Sara, provocam uma ausência de nebulosidade e uma elevada insolação, que caracteriza o período de Verão. Nas zonas montanhosas regista-se um clima característico onde a orografia influencia a temperatura, a precipitação e a humidade.

A maior parte do território português tem um clima com características marítimas, o oceano moderando o clima, tornando os Invernos e Verões amenos, a precipitação abundante no Inverno e escassa no Verão. O clima do Algarve e Alentejo é influenciado pelo Mediterrâneo e pelos ventos provenientes do continente Africano. As interações entre todos estes factores provocam uma diversidade elevada de microclimas.

Neste trabalho os diferentes tipos de solo não foram considerados em detalhe, uma vez que a sua importância não é decisiva para a distribuição das espécies de Orthoptera. No entanto, a vegetação é extremamente importante para a bioecologia dos gafanhotos, fornecendo-lhes alimento, abrigo e influenciando as condições microclimáticas.

Em Portugal o clima, a vegetação, o tipo de solo e a orografia provocam um mosaico muito rico em biótopos, e conseqüentemente, resultante do efeito de orla, na presença de um número elevado de espécies de Orthoptera.

O presente estudo desenvolveu-se em seis locais situados em várias regiões de Portugal. Dois locais situavam-se na Península de Setúbal, na Herdade da Apostiça e na Herdade da Ferraria. Outros dois locais na zona Centro, a Norte do Rio Tejo: Casais da Pucariça no Concelho de Abrantes e Mata Nacional de Leiria, no Concelho da Marinha Grande. Os últimos dois locais na zona Norte continental, em zonas de montanha, no Parque Natural do Alvão, em Vila Real e no Parque Natural de Montesinho, em Bragança. A localização dos seis locais de estudo está indicada na Figura 2.1.

Uma característica comum a todos estes locais é a presença do Ecossistema Pinhal, tendo-se desenvolvido os trabalhos de campo essencialmente neste tipo de ecossistema e nas zonas de orla.

As características ecológicas e edafo-climáticas dos locais de estudo encontram-se resumidas na Tabela 2.1. Estas características foram obtidas a partir do Atlas do Ambiente Digital (DGA, 2001), através da utilização do programa ArcView 3.2a, tendo-se produzido mapas para cada característica ecológica e edafoclimática e para os diferentes locais de estudo (Figuras A.1 a A.70, em Anexo). Verifica-se que os locais de estudo sítios na Península de Setúbal e na Mata Nacional de Leiria apresentam, em geral, um clima mais ameno que as outras regiões devido à proximidade do mar, registando-se mais horas de Sol, menor quantidade de chuva e menos dias de geada por ano, o que poderá fornecer condições mais favoráveis para o desenvolvimento de *T. pityocampa* durante o Inverno.

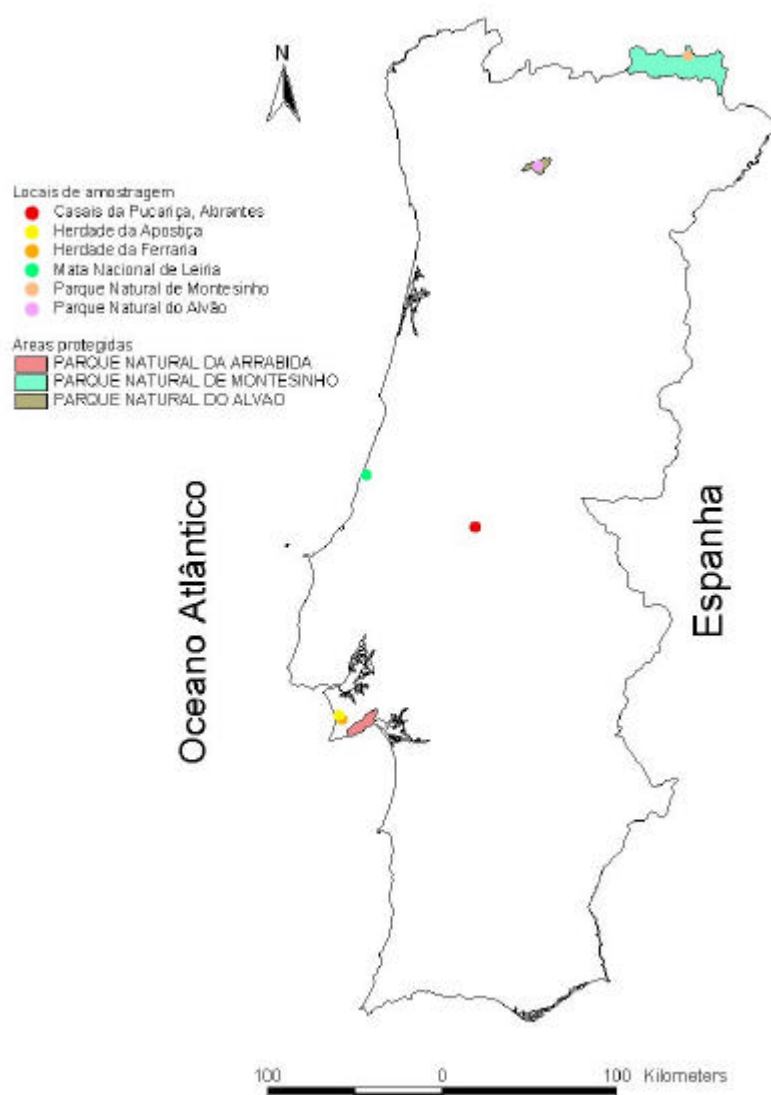


Figura 2.1 - Localização dos habitats seleccionados para a realização dos trabalhos de campo.

2.1. Herdade da Ferraria

Neste local estava instalado um povoamento quase exclusivo de *Pinus pinaster*, embora noutros locais da Herdade se encontrassem manchas de *Pinus pinea* e *Quercus suber*, além de algumas manchas de *Eucalyptus spp.* O sub-coberto arbustivo era escasso, devido às limpezas florestais, e as árvores encontravam-se plantadas em linha com intervalos de cerca de 4 metros entre elas, apresentando uma altura média de 6 metros. Devido à sua altura e proximidade havia um elevado ensombramento, a nível do solo. Este local de estudo era muito semelhante, a nível de ecologia e de características edafo-climáticas, à Herdade da Apostiça devido à sua proximidade geográfica; no entanto, verificou-se que apresentava uma insolação e temperatura menores. Em relação à ocupação do solo, a Herdade da Ferraria apresentava uma ocupação variada, constituída por manchas de landes e matagais, zonas de utilização agrícola fora dos perímetros florestais e manchas de *Pinus pinaster* e *Pinus pinea*, como se pode observar na Figura A.66, em Anexo. Na Herdade da Ferraria foram desenvolvidos dois tipos diferentes de trabalhos de campo; procedeu-se à prospecção de espécies de Orthoptera e estudou-se a influência da colocação de armadilhas iscadas com feromona sexual de *Thaumetopoea pityocampa* sobre a intensidade do ataque e a dinâmica populacional da *T. pityocampa*.

2.2. Herdade da Apostiça

Local situado numa zona de regeneração após um incêndio ocorrido há cerca de 20 anos. A espécie dominante era *Pinus pinaster*, embora noutros locais da herdade se encontrassem manchas de *Pinus pinea* e *Quercus suber*. As árvores tinham diferentes idades e alturas e apresentavam uma distribuição irregular; o sub-coberto arbustivo era abundante, chegando alguns arbustos a atingir portes superiores a 1 metro, nomeadamente o tojo (*Ulex spp.*). Esta zona encontrava-se rodeada por outras áreas de *Pinus pinaster*, mas com árvores de grande porte, com mais de 30 anos. A Herdade da Apostiça era a que apresentava os valores mais elevados de temperatura, insolação e radiação solar, como se pode observar na Tabela 2.1, situada numa zona fitoclimática atlante-mediterrânea, com uma altitude inferior a 50 metros. Na Herdade da Apostiça, tal como na Herdade da Ferraria, foram realizados dois tipos diferentes de trabalhos de campo; estudou-se a influência da colocação de armadilhas iscadas com feromona sexual de *Thaumetopoea pityocampa* sobre a intensidade do ataque e a dinâmica populacional da *T. pityocampa* e procedeu-se à prospecção de espécies de Orthoptera; no entanto, a prospecção destas espécies não se restringiu apenas a este local mas expandiu-se junto às orlas, nomeadamente nas margens de um pequeno lago que se encontra na Herdade, e junto à mancha de Pinhal que existe no lado Norte da Lagoa da Albufeira.

Tabela 2.1 - Características gerais dos locais de estudo (fonte: Atlas do Ambiente e Corine Land Cover).

Características	Herdade da Ferraria Setúbal	Herdade da Apostiça Setúbal	Mata Nacional de Leiria Marinha Grande
Latitude (N) Longitude (W)	38° 31' 24'' N 09° 07' 51'' W	38° 32' 69'' N 09° 08' 96'' W	39° 46' 99'' N 08° 59' 10'' W
Altitude (m)	0 - 50	0 - 50	50 - 100
Temperatura média anual (°C)	15 – 16	16 - 17.5	12.5 - 15.0
Radiação total (Kcal/cm ² /ano)	150 – 155	155 - 160	140 - 145
Insolação total (nº horas/ano)	2800 – 2900	3000 - 3100	2400 - 2500
Geada (nº dias/ano)	5 - 10	5 - 10	10 - 20
Evapotranspiração real (mm)	500 - 600	500 - 600	500 - 600
Humidade do ar (%)	75 - 80	75 - 80	80 - 85
Pluviosidade média anual (mm)	600 - 700	500 - 700	700 - 800
Nº dias de chuva	50 - 75	50 - 75	75 - 100
Sub-coberto arbustivo	escasso	abundante	abundante
Distribuição regular e mesmo porte	sim	não	sim
Complexo litológico	Formações sedimentares	Formações sedimentares	Formações sedimentares
Unidade litológica	Aluviões, areias, calhaus rolados, arenitos pouco consolidados, argilas	Dunas e areias eólicas	Dunas e areias eólicas
Solo	Podzóis órticos, Regossolos éutricos	Podzóis órticos, Regossolos éutricos	Podzóis órticos
PH do Solo	5.6 a 6.5	5.6 a 6.5 + (4.6 a 5.5)	4.6 a 5.5
Zona ecológica	Andar basal (<400m) zona fitoclimática atlante-mediterrânea	Andar basal (<400m) zona fitoclimática atlante-mediterrânea	Andar basal (<400m) zona fitoclimática atlante-mediterrânea
Ocupação do solo	Landes e matagal; zona de utilização agrícola fora dos perímetros florestais; <i>Pinus pinaster</i> ; <i>Pinus pinea</i>	Landes e Matagal; <i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinus pinaster</i> ; floresta com mistura de várias espécies florestais; Dunas, praias e solos sem cobertura vegetal

Tabela 2.1 (cont.) - Características gerais dos locais de estudo (fonte: Atlas do Ambiente e Corine Land Cover).

Características	Casais da Pucariça Abrantes	Parque Natural do Alvão Vila Real	Parque Natural de Montesinho Bragança
Latitude (N) Longitude (W)	39° 31' 10'' N 08° 15' 11'' W	41° 19' 60'' N 07° 47' 24'' W	-
Altitude (m)	100 - 200	900 - 1000	1100 - 1200
Temperatura média anual (°C)	16 - 17.5	7.5 - 10.0	10.0 - 12.5
Radiação total (Kcal/cm ² /ano)	145 - 150	140 - 145	140 - 145
Insolação total (nº horas/ano)	2700 - 2800	2300 - 2400	2500 - 2700
Geada (nº dias/ano)	30 -40	60 - 70	> 80
Evapotranspiração real (mm)	500 - 600	600 - 700	500 - 700
Humidade do ar (%)	75 - 80	80 - 85	70 - 75
Pluviosidade média anual (mm)	600 - 800	1400 - 1600	1000 - 1400
Nº dias de chuva	75 - 100	75 - 100	75 - 100
Sub-coberto arbustivo	escasso/abundante	abundante	escasso/abundante
Distribuição regular e mesmo porte	sim/não	sim	sim
Complexo litológico	Formações sedimentares	Rochas eruptivas plutónicas	Rochas eruptivas plutónicas, Formações sedimentares e metamórficas
Unidade litológica	Arenitos, calcários mais ou margosos, areias, cascalheiras, argilas	Granitos e rochas afins	Granitos e rochas afins, Quartzitos, Xistos, grauvaques
Solo	Podzóis órticos	Rankers	Rankers
PH do Solo	4.6 a 5.5 + (5.6 a 6.5)	< 4.5	< 4.5
Zona ecológica	Andar basal (<400m) zona fitoclimática atlantemediterrânea- submediterrânea	Andar montano (700 a 1000 m), zona fitoclimática oro- atlântica - subatlântica	Andar altimontano (1000 a 1300 m), zona fitoclimática oro-atlântica - subatlântica
Ocupação do solo	Eucalipto; Sistemas culturais e parcelares complexos; <i>Pinus pinaster</i> ; Floresta com mistura de várias espécies florestais; Tecido urbano descontínuo	<i>Pinus pinaster</i> ; Pastagens pobres, trilhos; Zonas de utilização agrícola fora dos perímetros florestais; Landes e matagal; Espaços florestais degradados; Agricultura com espaços naturais; Zonas incendiadas recentemente; Rochas nuas	Rochas nuas; Zonas incendiadas recentemente; Landes e matagal; Espaços florestais degradados; <i>Pinus nigra</i>

2.3. Mata Nacional de Leiria

Local situado numa zona de duna. Os seus solos eram constituídos por areias, nalguns locais podzolizados. Neste local observaram-se três acidentes naturais: uma primeira duna de protecção, artificial, situada junto ao mar e ao longo da costa; um conjunto de dunas orientadas no sentido Norte-Sul, localizadas na zona central da Mata, que atingiam a cota máxima de 120 metros; e o Ribeiro de Moel. Este ecossistema têm um papel muito importante na protecção do Litoral e no abrigo contra os ventos marítimos. A Mata Nacional de Leiria encontra-se praticamente toda localizada no concelho da Marinha Grande, onde ocupa cerca de dois terços da superfície. A área do Pinhal, segundo a Direcção Geral de Florestas era de 11 029 hectares. Este ecossistema representa a mais antiga floresta Portuguesa de produção de *Pinus pinaster*. Foi D. Afonso III, que no século XIII, deu início à plantação dos pinheiros, mas foi D. Dinis (entre 1279 e 1325) que intensificou a cultura, ordenando a realização de grandes sementeiras para que as dunas da costa não se degradassem. Sempre que era efectivado abate de árvores, havia uma replantação imediata; esta acção manteve o Pinhal praticamente intacto. A Mata Nacional de Leiria era utilizada para a produção de madeira e resina. Para além dos interesses económicos esta floresta era usada para fins recreativos e treino militar. A Mata Nacional de Leiria encontrava-se organizada em várias parcelas delimitadas por aceiros e estradas florestais, como se pode observar na Figura A.74, em Anexo. As parcelas dividiam-se em zonas de exploração que correspondiam ao conjunto das parcelas produtivas e exploradas, e que neste caso representavam a maior percentagem destas. A zona improdutiva situava-se predominantemente junto ao oceano, sendo considerada uma zona de abrigo e constituída por pinhal de fraca qualidade. A zona de explorabilidade física podia encontrar-se no vale e encostas do Ribeiro de Moel, que devido à sua altura e declive, não era explorada para não colocar em perigo a estabilidade das dunas. Embora esta região não fosse uma área protegida, considera-se que era uma área que apresentava alguns valores naturais importantes, pelas espécies de fauna e flora que se podiam encontrar. A espécie dominante era *Pinus pinaster*, embora se encontrassem manchas de *Pinus pinea*, *Eucalyptus globulus*. As árvores tinham idades e alturas semelhantes, e apresentavam uma distribuição regular (dentro de cada parcela); o sub-coberto arbustivo em alguns pontos era abundante, chegando alguns arbustos a atingir portes superiores a 2 metros, nomeadamente o tojo (*Ulex spp.*), enquanto noutros locais era escasso, devido às acções de limpeza florestal. Este local apresentou as condições climáticas mais amenas, sem atingir temperaturas muito elevadas durante o Verão, devido à proximidade do mar e à localização na zona centro de Portugal. Encontrava-se na mesma zona ecológica dos dois locais já descritos e, a nível de ocupação de solo, apresentava uma ocupação essencialmente florestal onde se podia encontrar

manchas de *Pinus pinaster* (mais frequentes), floresta com mistura de várias espécies e dunas e praias, como se pode observar na Figura A.67, em Anexo. Na zona Sul da Mata Nacional de Leiria foi pela primeira vez referido, em 1997, um ataque de *T. pityocampa* que se encontrava desfasado temporalmente, uma vez que ocorria entre Junho e Setembro, na altura do Verão (Paiva, 1997), tendo-se registado também a ocorrência do ataque dito normal (entre Dezembro e Março). Neste local procedeu-se à prospecção de espécies de Orthoptera, no entanto a recolha não se restringiu apenas às zonas onde existia pinhal, mas incluiu as zonas de orla, dunas e áreas onde a vegetação de herbáceas era mais abundante.

2.4. Casais da Pucariça

Local situado numa encosta, com uma plantação quase exclusiva de *Pinus pinaster*; no entanto, na proximidade do local seleccionado para estudo encontravam-se manchas de *Eucalyptus spp.* Distinguiam-se claramente duas zonas: 1 – zona onde as árvores apresentavam uma densidade muito elevada, distribuição irregular e portes diferentes, e onde o sub-coberto arbustivo atingia portes superiores a 1.5 m, nomeadamente o tojo (*Ulex spp.*); 2 – zona onde as árvores se encontravam plantadas em intervalos de 5 metros, com o mesmo porte e aproximadamente a mesma idade, e onde o sub-coberto arbustivo era escasso e constituído essencialmente por fetos. Este local, por se encontrar numa zona mais interior, apresentava um maior número de dias com geada, embora a temperatura e a insolação no Verão fossem muito elevadas. Encontrava-se na zona fitoclimática de transição entre a atlantemediterrânea e a submediterrânea. A nível de ocupação do solo (Figura A.68, em Anexo), este local apresentava manchas de *Eucalyptus globulus*, *Pinus pinaster*, florestas com mistura de várias espécies florestais, sistemas culturais e parcelares complexos e tecido urbano descontínuo. Nos Casais da Pucariça foram realizados dois tipos diferentes de trabalhos de campo, tal como já tinha sido referido para a Herdade da Ferraria e a Herdade da Apostiça; procedeu-se à prospecção de espécies de Orthoptera e estudou-se a influência da colocação de armadilhas iscadas com feromona sexual de *Thaumetopoea pityocampa* sobre a intensidade do ataque e a dinâmica populacional da *T. pityocampa*.

2.5. Parque Natural do Alvão

Área protegida de montanha, criada pelo Decreto-Lei 237/82, com uma superfície de 7220 hectares, localizada na Região Norte de Portugal próximo de Vila Real. Nos níveis altimétricos inferiores, o substrato geológico era constituído por rochas metamórficas de origem sedimentar (xistos e filitos), ocorrendo uma extensa bolsa de quartzitos entre os andares montano e altimontano. Esta bolsa constituía assinaláveis bancadas em anticlinal, atravessadas por uma falha intersectada ao longo de 500 m pelo rio Olo,

dando origem às quedas de água e escarpas das Fisgas do Ermelo, o local mais emblemático deste parque. O espaço deste Parque estava principalmente ocupado pela cabeceira da bacia hidrográfica do rio Olo, afluente do Tâmega. Existiam, em sucessão, três unidades de paisagem: montanha e área planáltica adjacente, onde a rocha predominante era o granito; zona predominantemente quartzítica, de transição entre montanha e vale; e vales encaixados, de menor altitude, com declives acentuados e onde se encontravam bolsas de xistos. A vertente Oeste da Serra do Alvão estava sujeita à influência das massas de ar húmido vindas do oceano, localizado, em linha recta, a cerca de 70 km. A Serra do Alvão, em conjunto com outras serras, formava assim uma barreira aos ventos húmidos oceânicos, originando a sua condensação e precipitação orográfica. Os valores de pluviosidade anual eram relativamente elevados, como se pode observar na Tabela 2.1, aumentando da base para o topo (Cortes, 1995). A nível do coberto vegetal, verificava-se ser dominado por um complexo de vegetação arbustiva e herbácea, com uma expressão variável de afloramentos rochosos (Figura A.69, em Anexo). Este complexo era constituído por matagais de urzes (*Erica spp.*), carqueja (*Chamaesportium tridentatum*) e sargaços (*Halimium alyssoides* e *Cistus spp.*), com zonas menos densas onde eram frequentes *poaceas* do género *Agrostis*. Aos afloramentos rochosos, localizados ao longo das principais cumeadas, estava associada uma flora rupícola constituída principalmente por crassuláceas e líquenes crustosos e foliáceos que formavam películas extensas, cobrindo a superfície da rocha. Nas fissuras dos afloramentos rochosos ocorria uma flora vascular na qual se destacavam alguns endemismos das regiões montanhosas do NW da Península Ibérica, como *Dianthus langedanus*, *Silene acutifolia* e *Teucrium salviastrum* (Cortes, 1995). A área representada na Figura A.69, em Anexo, como agricultura com espaços naturais e zonas de utilização agrícola fora dos perímetros florestais, correspondia aos campos de cultivo intensivo, aos lameiros e aos carvalhais; estes últimos surgiam sempre nas imediações das áreas cultivadas, fragmentados e com pequena extensão, formando bosques de orla em torno daquelas áreas e podendo apresentar uma elevada biodiversidade. Os lameiros eram frequentes nos pisos montano e altimontano, abrigando uma elevada biodiversidade florística. Nos pisos superiores os carvalhais eram dominados por carvalho alvarinho (*Quercus robur*) e carvalho negral (*Q. pyrenaica*), registando-se também a presença de bétulas (*Betula alba*); estes bosques abrigavam uma biodiversidade florística elevada (Cortes, 1995). Os povoamentos florestais que ocupavam extensões significativas eram principalmente constituídos por pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) e pinheiro-silvestre (*P. sylvestris*), formando manchas contínuas, de grandes dimensões. Nos andares superiores, embora menos extensos, os povoamentos eram formados principalmente por bétulas e pinheiros-silvestres. Estes povoamentos resultavam das acções de arborização das

décadas de 1950-60, no âmbito do “Plano de Povoamento Florestal” do Estado Novo, ocupando então uma área mais extensa, que foi progressivamente reduzida pelo fogo, nas últimas duas décadas. Nos andares superiores, parte dos povoamentos permaneceu num estado de subdesenvolvimento vegetativo, não correspondendo assim aos objectivos que ditaram a referida arborização. Uma das características mais importantes da Serra do Alvão era a diversidade de paisagem, formando um complexo “tecido de retalhos” onde se interligavam áreas escarpadas, vertentes de acentuado declive, quase inacessíveis e áreas humanizadas de lameiros e terrenos agrícolas combinados com áreas de matos, bosques e povoamentos florestais. A vegetação espontânea era muito diversificada, dado encontrar-se numa zona de transição entre a influência atlântica e o interior mais seco. Salienta-se também a ocorrência de vários habitats prioritários da Directiva Habitats (92/43/CEE), como sejam as florestas de bétulas com musgos, turfeiras arborizadas e matagais de loureiros. A nível da fauna esta era uma região de grande importância para a protecção de diversas espécies características de montanha, tais como o lobo ibérico (*Canis lupus*); a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*); a lontra (*Lutra lutra*); algumas espécies de morcegos: morcego-de-bigodes (*Myotis mystacinus*), morcego-de-franja (*Myotis nattereri*), morcego rabudo (*Tadarida teniotis*); a petinha ribeirinha (*Anthus spinoletta*); o melro das rochas (*Monticola saxatilis*); o papa-moscas (*Ficedula hipoleuca*); a gralha-de-bico-vermelho (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*); o falcão peregrino (*Falco peregrinus*); a águia cobreira (*Circaetus gallicus*); o tartaranhão azulado (*Circus cyaneus*); a salamandra lusitânica (*Chioglossa lusitanica*); e o lagarto de água (*Lacerta schreiberi*). Como se pode verificar, este tipo de ecossistema apresentava uma elevada biodiversidade a nível florístico e faunístico. Em relação à realização do trabalho de campo este focou essencialmente a caracterização de fauna de Orthoptera, que poderá também, à semelhança do que acontece com os outros grupos taxonómicos, apresentar uma biodiversidade elevada.

2.6. Parque Natural de Montesinho

Área protegida de montanha, criada pelo Decreto-Lei 355/79 de 30 de Agosto, com uma superfície de 74 230 hectares, localizada na Região Norte de Portugal perto de Bragança. Geomorfologicamente, o parque enquadrava-se em três sub-regiões: sub-região Oriental, que englobava a superfície planáltica de Lombada e onde os rios Maças, Onor e Sabor percorriam vales profundos; a sub-região Ocidental, onde o entalhamento dos rios Tuela, Rabaçal e Mente, provocaram a presença de formas onduladas e pequenas plataformas; sub-região de Montanha, destacando-se a Serra de Montesinho (1486 m) e a Serra da Coroa (1273 m). Apesar do clima ser classificado de mediterrâneo, era possível observar a existência de zonas climaticamente homogéneas, de acordo com os regimes de temperatura e precipitação (Figuras A.10 e

A.40, em Anexo): a Terra Fria de Alta Montanha – surgia nas zonas de maior altitude da Serra de Montesinho, acima dos 1200/1300 m e caracterizava-se pela ocorrência de neve e neveiros de Dezembro a Março, e por uma precipitação média anual superior a 1400 mm e uma temperatura média anual inferior a 9º C; a Terra Fria de Montanha – correspondia às zonas montanhosas da região ocidental do Parque (Serra da Coroa e Pinheiros) onde a altitude oscilava entre os 1000 e 1200 m; a temperatura média anual variava entre os 9 e 10º C e a precipitação podendo ser superior a 1200 mm por ano, sendo a queda de neve no Inverno relativamente regular; Terra Fria de Planalto – era a zona climática mais amplamente distribuída neste parque, surgindo desde os 600 aos 1000 m de altitude, a temperatura média anual oscilando entre os 10 e os 12.5º C, podendo os níveis de precipitação atingir os 1200 mm; e por último a Terra de Transição – correspondia a uma área com características de transição entre a Terra Fria de Planalto e a Terra Quente, surgindo entre os 400 e os 700 m de altitude, as temperaturas médias anuais variando entre os 12.5 e os 14º C e as precipitações atingindo os 800 a 1000 mm anuais. A zona onde se desenvolveu o trabalho de campo enquadra-se numa zona de transição entre a Terra Fria de Montanha e a Terra Fria de Planalto. No Parque Natural de Montesinho era possível observar uma flora com uma biodiversidade muito elevada. Esta riqueza resultava de uma enorme diversidade de ecossistemas, tornando esta área num permanente mosaico de habitats. A posição geográfica, a diferença de altitudes, o relevo e o tipo de actividade humana que se foi desenvolvendo ao longo dos séculos foram os principais factores que provocaram essa diversidade. Em termos de caracterização florística esta era, em alguns pontos, semelhante ao que foi referido para o Parque Natural do Alvão, salientando-se os Carvalhais, dominados nas zonas onde o clima era mais frio e húmido, pelo carvalho negral (*Quercus pyrenaica*), e nas zonas de menor altitude e de clima mais seco e quente, pela azinheira (*Quercus rotundifolia*). Associadas a estas espécies surgem outras, algumas delas de elevado valor sob o ponto de vista de conservação devido à sua raridade, como por exemplo, a violeta hirta (*Viola hirta*). Verificou-se também a existência de galerias ripícolas bastante desenvolvidas, que acompanhavam os cursos de água a par dos lameiros. A vegetação mais interessante existente neste parque encontrava-se nas zonas das rochas ultra-básicas, sendo algumas espécies endémicas e consideradas autênticas relíquias botânicas, como por exemplo a cravina (*Dianthus laricifolius marizii*), a arméria (*Arenaria querioides fontiqueri*) e as herbáceas *Festuca brigantina* e *Avenula lusitanica*. A acompanhar a elevada biodiversidade florística verificava-se também uma elevada biodiversidade faunística, sendo referenciados na área 75% dos mamíferos ocorrentes em Portugal Continental, apresentando cerca de 10% destas espécies estatuto (de conservação) de ameaçado. Encontravam-se presentes 50% dos endemismos ibéricos de répteis e anfíbios. As aves eram o grupo

mais abundante e com maior biodiversidade, ocorrendo no Parque Natural de Montesinho mais de 150 espécies. As espécies mais emblemáticas deste local eram o lobo ibérico (*Canis lupus*); a toupeira-de-água (*Galemys pyrenaicus*); a lontra (*Lutra lutra*); a marta (*Martes martes*); o gato bravo (*Felis silvestris*); o rato dos lameiros (*Arvicola terrestris*); a águia-real (*Aquila chrysaetos*); a cegonha negra (*Ciconia nigra*); o tartaranhão azulado (*Circus cyaneus*); o tartaranhão caçador (*Circus pygargus*); a petinha dos campos (*Anthus campestris*); o melro das rochas (*Monticola saxatilis*); o picanço-de-dorso-vermelho (*Lanius collurio*); a rã-de-focinho-pontigudo (*Discoglossus galganoi*); e o lagarto de água (*Lacerta schreiberi*). Neste local, devido à sua localização e distância, o trabalho foi desenvolvido de forma muito pontual, tendo-se realizado recolha esporádica de fauna de Orthoptera, mas com o objectivo principal da recolha de posturas de *T. pityocampa* numa plantação de *Pinus nigra*, a cerca de 900 m de altitude, para posterior utilização em experiências laboratoriais com tettigonídeos. Deve salientar-se que esta zona de Pinhal apresentava árvores num estado de sub-desenvolvimento vegetativo e sob ataque bastante intenso de *T. pityocampa*. Como este local se encontrava numa zona de montanha, verificou-se uma antecipação na eclosão dos adultos de *T. pityocampa* em 40 dias (em comparação do que ocorre a nível do mar), constatando-se que estas populações apresentavam adaptações dos seus ciclos de vida consoante a altitude e as condições climáticas em que se encontravam (Koutsafkitis, 1989; Schmidt, 1989).

3. BIODIVERSIDADE DE ORTHOPTERA

3.1. INTRODUÇÃO

A diversidade biológica (biodiversidade), definida em termos de genes, espécies e ecossistemas, é vulgarmente usada para descrever o número e a variedade dos organismos vivos existentes nos vários ecossistemas do nosso Planeta. Numa perspectiva global, este termo pode ser considerado como sinónimo de "Vida na Terra", resultado de mais de 3 mil milhões de anos de evolução. O número exacto de espécies actualmente existente é desconhecido: até à data foram identificadas cerca de dois milhões mas as estimativas apontam para um mínimo de cinco milhões e um máximo de trinta milhões (Bellés, 1998; Wilson, 1988).

As estimativas mais recentes prevêem que, às taxas actuais de desflorestação, 2 a 8% das espécies que vivem na Terra venham a desaparecer nos próximos 25 anos (Smith & Smith, 2000). Estas extinções têm profundas implicações no desenvolvimento económico e social, para além de serem consideradas uma tragédia ambiental. A espécie humana depende da diversidade biológica para a sua própria sobrevivência, dado que pelo menos 40% da economia mundial, e 80% das necessidades dos povos, dependem dos recursos biológicos (MAOT, 2001).

A biodiversidade tem uma importância fundamental em várias vertentes: social, económica, científica, educativa, estética, cultural, recreativa e ética. Como complemento destas várias vertentes a biodiversidade determina as respostas adaptativas às alterações ambientais. Sem esta, eventos como as mudanças climáticas e as infestações provocadas por pragas, poderão ter consequências catastróficas. A biodiversidade é essencial para manter a viabilidade, a longo prazo, da agricultura e das pescas, e para a produção de alimentos. A biodiversidade constitui ainda a base de desenvolvimento de muitos processos industriais e produção de novos medicamentos e, frequentemente, fornece soluções para problemas provocados pela poluição e o aparecimento de doenças.

A biodiversidade existente na Europa foi sendo sujeita a alterações ao longo dos séculos, devido ao impacte das actividades humanas. A escala desse impacte foi dramaticamente acelerada nas últimas décadas, em que se registou uma grave redução e perda de biodiversidade. Confirmou-se, para alguns países da Europa, que mais de 24% das espécies de alguns grupos como borboletas, pássaros e mamíferos se encontram agora extintos, tendo sido também afectados diferentes tipos de

habitats, como é o caso das zonas húmidas. A Agência Europeia do Ambiente (1999), refere no relatório Dobris, que o declínio da biodiversidade na Europa ficará a dever-se, essencialmente, às modernas formas de utilização intensiva do solo, na agricultura e silvicultura, à fragmentação dos habitats naturais por força de urbanizações e diversos tipos de infra-estruturas, à exposição ao turismo de massas, bem como aos efeitos da poluição de componentes ambientais como a água, o solo e o ar.

Em Portugal, a perda de biodiversidade é também um problema que deve ser considerado, pois ameaça a riqueza do nosso património natural. A localização geográfica e as características geofísicas e edafoclimáticas do território português, modeladas pela intervenção humana, com intensidade e significado variáveis consoante as regiões e as épocas, deram origem a uma grande variedade de biótopos, ecossistemas e paisagens, mais ou menos humanizadas, a qual propicia a existência de um elevado número de habitats que albergam uma grande diversidade de espécies, com os seus múltiplos genótipos. Na verdade, a par de habitats tipicamente atlânticos, encontra-se um elevado número de habitats mediterrânicos e macaronésicos, com grande percentagem de endemismos e de espécies-relíquia (MAOT, 2001).

O reconhecimento da necessidade de uma acção internacional concertada, para fazer frente ao grave fenómeno da perda e redução da biodiversidade, levou à elaboração da Convenção sobre a Diversidade Biológica, aberta para assinatura na chamada "Conferência do Rio" ou Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento, que teve lugar no Rio de Janeiro, em 1992. Portugal ratificou esta Convenção em 1993 (Decreto Lei nº 21/93, de 21 de Junho).

A Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB) tem como objectivos: "a conservação da diversidade biológica, a utilização sustentável dos seus componentes e a partilha justa e equitativa dos benefícios provenientes da utilização dos recursos genéticos". Esta Convenção é o primeiro acordo que engloba todos os aspectos da diversidade biológica: genomas e genes, espécies e comunidades, habitats e ecossistemas.

Para concretização desses objectivos gerais, a CDB preconiza a existência de estratégias internacionais e nacionais que enquadrem a adopção de medidas destinadas a promover a conservação da natureza e a utilização sustentável da biodiversidade. Assim, as Partes na Convenção devem adaptar estratégias, planos e programas nacionais, bem como integrar a conservação e a utilização da diversidade biológica nos seus diferentes planos e programas e políticas sectoriais e inter-

sectoriais (artº 6 da CDB). Lamentavelmente Portugal demorou mais de oito anos para dar seguimento a uma das incumbências emergentes desta Convenção, e publicar a Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ENCNB), em Setembro de 2001.

Para que a protecção da biodiversidade se torne de facto efectiva, e segundo o que vem referido na ENCNB, deve ser fomentada a investigação, privilegiando-se o investimento na identificação, catalogação e monitorização das componentes da biodiversidade, seu estado de conservação e respectivas ameaças, bem como no apuramento dos métodos adequados de salvaguarda da biodiversidade, sem descuidar a investigação fundamental neste domínio e a necessidade de se desenvolver a compreensão do funcionamento da biosfera (MAOT, 2001).

Entre 1990 e 1998 foram criadas 12 novas áreas protegidas no território continental – com destaque para os Parques Naturais do Douro e do Tejo Internacional e para a Reserva Natural das Lagoas de St. André e da Sancha - a par da criação de duas áreas protegidas no meio marinho, e da conclusão do processo de identificação dos 60 sítios que viriam a integrar a lista nacional de sítios proposta à Comissão Europeia para constituir a Rede Natura 2000. Foram ainda criadas 28 zonas de protecção especial no território do continente, que se vieram juntar à Zona de Protecção Especial (ZPE) do Estuário do Tejo, (DGA, 2000). Assim, estima-se que, no total, cerca de 2.006.445 hectares do território nacional estejam integrados em áreas classificadas, o que corresponde a 21.7% da superfície de Portugal, embora apenas 7.5% desta superfície esteja efectivamente protegida (OCDE, 2001).

Existem cerca de 3 000 espécies da flora vascular identificadas, das quais 124 são protegidas. Em 1996 foi possível completar estudos relacionados com a distribuição, biologia, evolução, potencial e estado de conservação para 293 espécies de flora que, conjuntamente com a aplicação da *Directiva Habitats*, permitiu concluir que 56% das espécies diminuíram a sua área de ocorrência, 26% aumentaram e 18% mantiveram a mesma área de ocorrência (DGA, 1999).

No entanto, e no que diz respeito ao grupo dos invertebrados, deve salientar-se uma ausência de informação, principalmente em relação ao grupo taxonómico dos insectos. Embora estes dominem os ecossistemas terrestres, em termos do número de espécies, e desempenham papéis ecológicos decisivos para o funcionamento daqueles, ainda continuam muito mal conhecidos (Quartau & Luna de Carvalho, 1998).

Assim, apesar de já se terem descrito cerca de um milhão e meio de espécies de insectos, estimativas recentes, tendo em conta as comunidades das florestas tropicais

húmidas, apontam para um valor de entomofauna global de cerca de cinco a trinta milhões de espécies (Wilson & Peter, 1988; Waldbauer, 1996; Reaka-Kudla *et al.*, 1997).

Em relação a Portugal, também a diversidade entomológica deverá ser particularmente elevada, podendo existir cerca de 30 000 espécies, das quais apenas só cerca de um terço se encontram descritas e catalogadas (Quartau & Luna de Carvalho, 1998).

Em relação à ordem Orthoptera, estão descritas cerca de 40 000 espécies a nível mundial (Samways, 1997; Samways e Lockwood, 1998), registrando-se a presença de espécies raras em oposição a outras que estão distribuídas por vastas áreas e que são muito comuns. Os gafanhotos encontram-se distribuídos por praticamente todos os ecossistemas terrestres, embora a sua biodiversidade seja superior nos trópicos. Esta ordem encontra-se subdividida em duas sub-ordens (Caelífera e Ensífera); na primeira (Caelífera), encontramos gafanhotos geralmente fitófagos, enquanto se registam muitas espécies omnívoras e mesmo carnívoras na sub-ordem Ensífera. Alguns dos melhores exemplos de coloração críptica são observadas nesta ordem, envolvendo a imitação de folhas ou outra vegetação, que lhes permitem confundir-se com o ambiente envolvente. Estes animais são também conhecidos pela sua capacidade de saltar e de cantar (essencialmente os machos). Os Orthoptera representam a ordem onde as emissões acústicas são as mais variadas (Bellmann e Luquet, 1995). Durante as estações mais quentes, na maioria dos habitats terrestres, as canções dos gafanhotos (durante o dia) e dos tettigonídeos e grilos (principalmente durante a noite) são uma referência importante, podendo mesmo ser utilizadas para inventariação e monitorização do número de espécies num determinado habitat (técnica bio-acústica) (Riede, 1998).

A nível de espécies de Orthoptera existentes na Península Ibérica, encontram-se descritas 281 espécies (153 Ensífera e 128 Caelífera), embora se deva referir que a maior parte dos estudos faunísticos foram realizados em Espanha. Na primeira metade do Século XX, Seabra (1942) fez o primeiro estudo faunístico de espécies de Orthoptera de Portugal, assim como a listagem da literatura disponível na altura, incluindo um estudo de espécies de Orthoptera na Península de Setúbal (Cordeiro, 1914) e uma listagem das espécies que se encontravam no Museu Universitário de Coimbra, com a respectiva chave de identificação (Aires e Menano, 1916). Desde os estudos de Fernandes (1959 a, b, 1960), que encontrou algumas espécies novas para a fauna Portuguesa de Orthoptera, não foram realizadas recolhas intensivas de

espécies de gafanhotos em Portugal. No entanto, deve ser referido que Harz (1969, 1975) publicou dois livros muito importantes “The Orthoptera of Europe I e II”, nos quais a fauna Orthoptera de Portugal foi relacionada com a fauna Europeia. Num outro trabalho realizado por Schmidt e Lilge (1997), foi descrita a distribuição da sub-família Oedipodinae na Europa e em regiões adjacentes, tendo-se discutido a origem de algumas espécies. Ragge e Reynolds (1998) publicaram um livro e um CD onde relacionavam a morfologia e o tipo de canções com a distribuição das espécies de Orthoptera da Europa Ocidental, não tendo, no entanto relacionado estas informações com a fauna Portuguesa, excepto para *Callicrania selligera* (Charp.). Mais recentemente, verificou-se a publicação de alguns artigos sobre a temática dos Orthoptera de Portugal. Os primeiros foram publicados por Gonzáles Garcia (1985) e Hochkirch (1999) e referem-se às espécies de gafanhotos encontradas no Baixo Alentejo. Por último, Lock (1999) publicou um trabalho resultante de uma recolha de gafanhotos, durante mais de nove meses, levada a cabo no Parque Natural da Ria Formosa e em alguns locais da Serra da Estrela. Aguarda publicação um trabalho sobre a fauna de Orthoptera de Portugal, que tem em conta a influência das regiões vizinhas, tais como Espanha e o Norte de África, nas espécies presentes (Schmidt *et al.*, em publicação). Da análise dos trabalhos anteriormente descritos, especialmente o de Schmidt *et al.* (em publicação), verificou-se que a fauna Portuguesa de Orthoptera é constituída, até ao momento, por 119 espécies, distribuindo-se 59 espécies pela sub-ordem Ensifera e 60 pela Caelifera.

No Livro Vermelho dos Animais em Perigo, editado em 2000, verificou-se a existência, a nível mundial, de 74 espécies de Orthoptera ameaçadas, distribuídas por oito famílias. Na família Tettigoniidae registrou-se a ocorrência de 28 espécies em perigo; para os gafanhotos pertencentes à família Acrididae, encontraram-se 16 espécies ameaçadas: de salientar que é também nesta família que se regista o maior número de espécies de gafanhotos que provocam pragas; nas famílias Stenopelmatidae e Gryllidae estão descritas 9 espécies ameaçadas; para os gafanhotos cavernícolas pertencentes à família Rhaphidophoridae registaram-se 6 espécies em perigo; as famílias que nesta lista apresentam um menor número de espécies ameaçadas são Tetrigidae, Eumastacidae e Gryllotalpidae com 3, 2 e 1 espécie, respectivamente (IUCN, 2000).

A nível Europeu, salienta-se a presença de 12 espécies de Orthoptera, no Livro Vermelho dos Animais em Perigo, distribuídas pelas famílias Acrididae (6 espécies), Tettigoniidae (5 espécies) e Tetrigidae (1 espécie), - Tabela 3.1 (IUCN, 2000). No entanto, verifica-se uma certa incongruência em relação às espécies de Orthoptera

protegidas na Europa. Em alguns países europeus existe legislação específica, dirigida à protecção de gafanhotos, nomeadamente na Alemanha, onde se encontram nove espécies protegidas a nível nacional e em França, onde se encontram três espécies protegidas a nível nacional, e cinco espécies a nível regional (Bellmann e Luquet, 1995). No entanto, em relação a legislação específica a nível europeu, quanto à protecção de gafanhotos, só se pode referir a Directiva Habitats, Directiva 92/43/CEE do Conselho de 21 de Maio de 1992, relativa à preservação dos habitats naturais e da fauna e flora selvagens. Nesta Directiva encontra-se referido, no Anexo B - II a espécie *Baetica ustulata*, salientando-se como uma espécie de interesse comunitário cuja protecção requer a designação de zonas especiais de conservação; e no Anexo B - IV a mesma espécie anteriormente referida e a espécie *Saga pedo*, salientando-se como espécies de interesse comunitário que exigem uma protecção rigorosa.

Tabela 3.1 - Listagem das espécies ameaçadas na Europa, segundo o Livro Vermelho dos Animais em Perigo (adaptado de IUCN, 2000).

Nome Científico	Família	Referência
<i>Baetica ustulata</i> (Rambur) (VU)	Tettigoniidae	VU B1 + 2bd
<i>Bienkietrix transsylvanicus</i> Bazyluk & Kis (VU)	Tetrigidae	VU B1 + 2d
<i>Chortippus acroleucus</i> (Muller) (VU)	Acrididae	VU B1 + 2bd
<i>Isophya harzi</i> Kis (VU)	Tettigoniidae	VU B1 + 2bd
<i>Metrioptera domogledi</i> (Brunner) (VU)	Tettigoniidae	VU B1 + 2bd
<i>Miramella irena</i> Fruhstorfer (VU)	Acrididae	VU B1 + 2d
<i>Odontopodisma montana</i> Kis (VU)	Acrididae	VU B1 + 2d
<i>Odontopodisma rubripes</i> (Ramme) (VU)	Acrididae	VU B1 + 2d
<i>Onconotus servillei</i> (Fischeer-Waldheim) (VU)	Tettigoniidae	VU B2d + 3b
<i>Saga pedo</i> Pallas (VU)	Tettigoniidae	VU B1 + 2bd
<i>Stenobothrus eurasius</i> Zubovskii (VU)	Acrididae	VU B1 + 2d
<i>Zubovskia banatica</i> Kis (VU)	Acrididae	VU B1 + 2d

VU – espécie com estatuto de conservação de vulnerável e que entrará na categoria **EM PERIGO** num futuro próximo se os factores limitantes continuarem a actuar.

Em relação a Portugal, não existe informação no que concerne às espécies de Orthoptera que poderão estar ameaçadas, e em termos de legislação só se pode aplicar a Directiva Habitats, que foi transposta para a legislação nacional através do Decreto – Lei nº 140/99 de 24 de Abril. Deve no entanto referir-se ser ainda necessário proceder a uma inventariação exaustiva das espécies presentes em Portugal, bem assim dos riscos potenciais a que se encontram sujeitas, trabalho este que requer a realização de estudos sobre a autoecologia das mesmas.

Este capítulo centra-se no estudo dos Orthoptera portugueses, presentes no ecossistema pinhal. Deve salientar-se que, em relação a esta ordem, a maior parte dos trabalhos foi realizado até à primeira metade do Século XX (e.g. Aires e Menano, 1916, Seabra, 1942), como anteriormente referido, pelo que, tendo em conta as alterações verificadas nos regímenes de utilização do solo, seguramente se registarão hoje diferenças significativas na ocorrência das espécies. Num estudo realizado anteriormente em vários locais da Península de Setúbal, procedeu-se à recolha e identificação de Orthoptera com vista à sua utilização destes animais como bioindicadores de contaminação de habitats (Martinho, 1999).

A utilização de índices de diversidade biológica permite efectuar comparações entre os estudos realizados. A diversidade pode ser quantificada pelo cálculo de índices, baseados numa abundância proporcional das espécies. Comparações entre estudos diferentes só serão possíveis caso a escolha dos índices de diversidade seja criteriosa e consistente.

Embora numa primeira abordagem, a quantificação da biodiversidade pareça fácil, quando se tenta efectivamente proceder ao seu cálculo, surgem algumas dificuldades. Uma delas tem a ver com o número elevado de índices e modelos existentes. Uma breve revisão da literatura sobre biodiversidade revela uma panóplia de índices, cada um procurando caracterizar a biodiversidade de uma amostra ou da comunidade através de um simples número. Gera-se ainda grande confusão pelo facto de um índice poder ser conhecido por mais do que um nome e escrito numa variedade de anotações usando diferentes intervalos de bases de logaritmos. Esta diversidade dos índices de biodiversidade surgiu porque, durante um período de tempo, era prática corrente um autor rever os índices existentes, criticá-los e promover um novo índice (Magurran, 1988).

Outra dificuldade provem do facto de ser muito difícil definir biodiversidade. A biodiversidade tem duas componentes, sendo a primeira a variedade de espécies (normalmente refere-se à riqueza de espécies) e a segunda a sua abundância relativa, ou regularidade de ocorrência. A biodiversidade pode ser calculada, registando-se o número de espécies, ou descrevendo a sua abundância relativa, ou ainda usando uma combinação destas duas componentes. Muitas investigações em biodiversidade restringem-se à riqueza de espécies, que acaba por ser apenas uma contagem do número de espécies presentes. Existe, no entanto, um grande interesse pela abundância relativa das espécies, ou equitabilidade. Uma elevada equitabilidade ocorre quando o número de indivíduos por espécie é igualmente abundante em todas

as espécies estudadas, e está frequentemente associada a uma elevada biodiversidade. Deve-se salientar, contudo, que na natureza, por norma, não se encontram espécies igualmente abundantes (equitativas). Em termos de ecossistemas naturais a situação com que deparamos ao estudarmos as comunidades, é que estas são constituídas por espécies com abundâncias diferentes, sendo normalmente a maioria delas raras, havendo uma percentagem menor de espécies moderadamente comuns e existindo apenas poucas espécies que apresentam uma elevada abundância. Muitas das diferenças existentes entre índices têm a ver com o peso relativo atribuído à equitabilidade e à riqueza de espécies (Magurran, 1988).

As estimativas de biodiversidade são mais informativas e mais fáceis de interpretar quando calculadas para grupos taxonómicos limitados e bem definidos. Os objectivos específicos de cada estudo determinarão a extensão da área estudada e os grupos taxonómicos a serem estudados. Se algumas comunidades vão ser comparadas, é vital que se seja consistente na escolha do tamanho da amostragem (Magurran, 1988).

3.2. MATERIAIS E MÉTODOS

Efectuaram-se prospecções em seis povoamentos previamente seleccionados, situados em 5 regiões diferentes do país: A localização e caracterização dos locais de estudo estão indicadas no Capítulo 2. A metodologia utilizada para a recolha dos gafanhotos consistiu em efectuar amostragens em áreas comparáveis, de 10x10 metros. O esforço aplicado em cada local de amostragem foi de duas horas por dia. A recolha de gafanhotos foi realizada com uma rede entomológica, e os espécimens capturados foram identificados no laboratório. As capturas foram efectuadas nos anos de 1998, 1999 e 2000, no intervalo de tempo compreendido entre Abril e Novembro, tendo-se efectuado duas visitas em cada um dos períodos (Abril a Junho; Julho a Setembro; Outubro e Novembro). Para a identificação das espécies capturadas, recorreu-se à seguinte bibliografia: Ragge & Reynolds, 1998; Schmidt e Lilge, 1997; Clemente *et al.*, 1987; Harz, 1969 e 1975; Fernandes, 1959a, 1959b, 1960; Seabra, 1942; Aires e Menano, 1916. Para além disso contou-se com o imprescindível apoio e orientação do Professor Gerhard H. Schmidt, da Universidade de Hannover, Alemanha, um dos cientistas, a nível mundial, mais conceituados nesta área.

O método de amostragem utilizado neste estudo apresenta as seguintes limitações: não é possível saber se foram ou não capturadas todas as espécies presentes nos locais de amostragem; mesmo que todas as espécies estejam representadas nas amostras, o método de captura utilizado pode não reflectir a proporção real de cada espécie presente no local (devido à diferente mobilidade das espécies, ou estratégias de vida). No entanto, assume-se que o mesmo tipo de erro metodológico teria sido cometido em todos os locais de amostragem, o que permite efectuar comparações entre eles. As comparações estatísticas efectuadas reportam-se a amostras, embora, eventualmente, pudessem não ter sido capturadas todas as espécies. Pelos motivos enunciados, será quantificada a biodiversidade de Orthoptera no ecossistema pinhal utilizando os índices de Shannon, Brillouin e Simpson.

A forma mais usual de quantificação da biodiversidade baseia-se na aplicação da teoria dos índices de informação. Estes índices foram derivados com base no pressuposto de que a biodiversidade, ou informação, num sistema natural, pode ser medida de uma forma similar à informação contida num código ou mensagem. Os investigadores Shannon e Wiener derivaram, independentemente, a função que se tornou conhecida como o índice de diversidade de Shannon (Magurran, 1988).

O índice de diversidade de Shannon baseia-se nos seguintes pressupostos: os indivíduos são recolhidos, ao acaso, de uma população muito maior; e todas as espécies estão representadas na amostra.

O índice de Shannon é calculado através da expressão:

$$H' = - \sum_{i=1}^{p_i} p_i \ln p_i$$

Sendo p_i a proporção de indivíduos encontrados para a espécie i . Numa amostra o valor real de p_i é desconhecido, mas pode ser estimado a partir de n_i/N ; no entanto de uma forma mais precisa esse valor deveria ser obtido a partir da seguinte série:

$$H' = - \sum_{i=1}^{p_i} p_i \ln p_i - \frac{S-1}{N} + \frac{1 - \sum p_i^{-1}}{12N^2} + \frac{\sum (p_i^{-1} - p_i^{-2})}{12N^3}$$

Na prática, este erro raramente é significativo e todos os termos na série, após o segundo, são muito pequenos. Uma fonte de erro mais significativa surge caso não se incluam todas as espécies da comunidade na amostragem. Este erro aumenta com a diminuição do número de espécies representadas na amostragem.

O índice de Shannon varia geralmente entre 1.5 e 3.5, raramente ultrapassando 4.5.

A variância de H' é calculada pela seguinte expressão:

$$\text{Var } H' = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} + \frac{S-1}{2N^2}$$

e usando este método Hutcheson (1970) desenvolveu uma forma para calcular “ t ”, e assim testar as diferenças significativas entre amostras:

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(\text{Var } H'_1 + \text{Var } H'_2)^{1/2}}$$

onde H'_1 é a diversidade da amostra 1 e $\text{Var } H'_1$ é a sua variância. Os graus de liberdade são calculados pela fórmula:

$$df = \frac{(\text{Var } H'_1 + \text{Var } H'_2)^2}{(\text{Var } H'_1)^2 / N_1 + (\text{Var } H'_2)^2 / N_2}$$

Com N_1 e N_2 , o número total de indivíduos da amostra 1 e 2 respectivamente.

Alguns autores defendem que, se o índice de Shannon for calculado para um número de amostras suficiente, os índices terão uma distribuição normal. Esta propriedade torna possível a utilização de estatística paramétrica, incluindo a análise de variância, permitindo a comparação de conjuntos de amostras para as quais a biodiversidade foi calculada. Este é um método muito útil, que permite comparar a biodiversidade de diferentes habitats, quando exista um número suficientemente grande de réplicas (Magurran, 1988).

Embora como medida de heterogeneidade, o índice de Shannon tenha em conta a equitabilidade da abundância de espécies, é possível calculá-la separadamente. A biodiversidade máxima (H_{\max}) que poderá ocorrer, será encontrada numa situação onde todas as espécies se encontram igualmente distribuídas, ou seja $H' = H_{\max} = \ln S$. A razão da diversidade observada (H') e o máximo da diversidade que poderá ocorrer (H_{\max}) pode ser tomada como uma medida de equitabilidade/uniformidade – E:

$$E = H'/H_{\max} = H'/\ln S$$

O valor de E varia entre 0 e 1.0, representando o valor de 1.0 a situação onde todas as espécies são igualmente abundantes. Tal como o H' , esta medida de equitabilidade assume que todas as espécies na comunidade estão representadas na amostra.

Quando não se pode garantir a característica aleatória da amostra, como por exemplo quando se utiliza uma armadilha luminosa (Southwood, 1978), onde diferentes espécies de insectos são diferentemente atraídos para a luz, ou se pelo contrário se conhece exaustivamente a constituição da comunidade, o índice de Brillouin será o mais apropriado e calcula-se usando a fórmula:

$$HB = \frac{\ln N! - \sum \ln n_i!}{N}, \text{ que raramente ultrapassa o valor 4.5.}$$

Ambos os índices dão estimativas similares de biodiversidade e frequentemente correlacionadas, mas quando a biodiversidade de uma determinada comunidade é estimada usando-se ambos os índices, este último produz um resultado menor. Este facto acontece porque não existe incerteza no índice de Brillouin, pois este descreve uma colecção já conhecida. O índice de Shannon, por contraste, tem que estimar a fracção da diversidade da comunidade que foi amostrada, e também daquela que não o foi. Outra diferença entre estes índices tem a ver com a propriedade do índice de Shannon, em que este dará sempre o mesmo valor se o número de espécies e a sua abundância proporcional permanecerem constantes, não sendo esta uma propriedade do índice de Brillouin (Magurran, 1988).

A equitabilidade (uniformidade) dos indivíduos de uma espécie é obtida para o índice de Brillouin a partir da seguinte expressão:

$$E = HB / HB_{\max}$$

Onde HB_{\max} é calculado como:

$$HB_{\max} = \frac{1}{N} \ln \frac{N!}{\{[N/S]!\}^{S-r} \cdot \{([N/S]+1)!\}^r}, \text{ com } [N/S] = \text{ao inteiro de } N/S \text{ e } r = N - S[N/S]$$

Visto tratar-se de colecções, e não amostras, quando são comparados casos diferentes, cada valor de HB calculado será automaticamente diferente de qualquer outro.

Laxton (1978) investigou as propriedades matemáticas do índice e concluiu que, teoricamente, era o que dava simultaneamente resultados mais satisfatórios em relação às duas componentes da diversidade: riqueza ou variedade, e uniformidade ou regularidade.

Pielou (1969, 1975) argumentou a favor da utilização deste índice quando se analisa uma colecção, ou caso seja conhecida a composição completa de uma comunidade, mas advertiu também em relação à sua dependência do tamanho da amostra. No entanto este autor referiu que este índice raramente é utilizado, uma vez que é difícil de calcular e pode dar indicações erradas devido à dependência do tamanho da amostra. Muitos ecologistas que utilizam índices relacionados com a teoria da informação, preferem o índice de Shannon devido à sua simplicidade.

O segundo grupo de índices de heterogeneidade refere-se a índices que utilizam medidas de dominância, uma vez que são calculados através das abundâncias das espécies mais comuns, em vez de fornecerem medidas da riqueza de espécies. Um dos mais conhecidos é o índice de Simpson.

O índice de Simpson (D) apresenta a probabilidade de 2 indivíduos quaisquer, recolhidos numa amostra retirada ao acaso, de uma comunidade infinitamente grande, pertencerem a espécies diferentes.

$$D = \sum p_i^2, \text{ onde } p_i \text{ é a proporção de indivíduos da espécie } i.$$

No caso de uma comunidade finita, este índice calcula-se da seguinte forma:

$$D = \sum \left(\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

onde n_i é o número de indivíduos da espécie i e N é o número total de indivíduos.

O valor de D aumenta à medida que a biodiversidade diminui, e este índice é usualmente expresso como $1 - D$ ou $1/D$. Este índice está relacionado com as espécies mais abundantes e é menos sensível à riqueza de espécies.

May (1975) demonstrou que, quando o número de espécies excede o valor 10, o tipo de distribuição associado a essas espécies é importante para determinar se o índice terá um valor elevado, ou baixo.

3.3. RESULTADOS

3.3.1 Inventariação das espécies capturadas

As espécies de gafanhotos capturadas nos locais de amostragem encontram-se discriminadas nas Tabelas 3.2 e 3.3, e na Tabela A1, em Anexo.

No total de todos os locais de amostragem, recolheram-se 60 espécies de Orthoptera; 24 da sub-ordem Ensifera e 36 da sub-ordem Caelifera. Registou-se a presença de espécies comuns, em todos os locais de amostragem, salientando-se as espécies *Oedipoda caerulescens*, *Omocestus (Dirshius) raymondi*, *Omocestus panteli* e *Chorthippus (Glyp.) yersini*. Foram pela primeira vez referenciadas 9 espécies para Portugal: *Ctenodecticus* sp., *Uromenus (Steropleurus) anapaulae*, *Mogoplistes brunneus*, *Oedaleus decorus*, *Stenobothrus stigmaticus stigmaticus*, *Myrmeleotettix maculatus hispanicus*, *Chorthippus jucundus*, *Chorthippus parallelus erythropus* e *Chorthippus yersini*, salientando-se a espécie *Uromenus (Steropleurus) anapaulae*, descrita por Schmidt, et al. (em publicação), como uma espécie nova para a ciência.

As espécies de gafanhotos encontradas variaram ao longo do ano. Porém as amostragens foram realizadas em todos os locais na mesma época, com um intervalo máximo de 2 semanas.

Foram observados no início de Abril de 1999 (Tabela A.1, em Anexo), indivíduos adultos de *Acrotylus insubricus* no Parque Natural do Alvão, resultado do facto de esta espécie hibernar durante o período mais frio, e os indivíduos retomarem a sua actividade no início da Primavera. Registou-se a presença desta espécie até Setembro.

Nos meses de Julho/Agosto, as espécies mais abundantes em todos os locais de amostragem foram *Dociostaurus jagoi occidentalis*, *Calliptamus watenwylanus* (*Calliptamus barbarus barbarus* no Parque Natural do Alvão e no Parque Natural de Montesinho) e *Oedipoda caerulescens*. As espécies do género *Calliptamus* atingiam por vezes densidades muito elevadas, de mais de 10-15 animais por m², este facto foi registado essencialmente na Mata Nacional de Leiria, numa zona de orla com uma elevada abundância de espécies de herbáceas.

Nos meses de Outubro, na Herdade da Ferraria, capturaram-se muitos indivíduos da espécie *Pezotettix giornae*, que apresentava uma densidade elevada, por vezes mais de 4 animais por m², e com uma distribuição agregada. Ou seja ao longo dos transetos percorridos neste local, verificou-se para esta espécie, que os gafanhotos apareciam

agrupados, em poucos metros quadrados, percorrendo-se de seguida algumas centenas de metros, sem se encontrar nenhum indivíduo, e novamente registando-se um novo núcleo de aglomeração com as mesmas características anteriormente descritas.

Em relação à espécie *Locusta migratoria cinerascens*, encontraram-se indivíduos na Herdade da Apostiça, Mata Nacional de Leiria e Casais da Pucariça, embora fosse neste último local que esta espécie apresentava uma densidade populacional maior. Estes animais foram recolhidos, próximo de zonas de pinhal, onde existia vegetação de Poaceae. De salientar que todos os animais desta espécie capturados apresentavam características morfológicas correspondentes à fase solitária, tendo sido utilizados na manutenção das culturas laboratoriais (Capítulo 5).

No Parque Natural do Alvão foi recolhido um maior número de espécies, 22 para a sub-ordem Caelifera e 15 para a sub-ordem Ensifera. Os gafanhotos da família Tettigonioidea foram utilizados na realização de experiências no laboratório (Capítulo 4). As espécies mais abundantes foram *Calliptamus barbarus barbarus*, *Oedipoda caerulea*, *Antaxius spinibrachius*, *Dociostaurus jagoi occidentalis* e *Chorthypus vagans* e foram registadas espécies capturadas apenas neste local, num total de 12, sendo que para algumas delas apenas se capturaram um ou dois indivíduos (*Odontura aspericauda*, *Platycleis intermedia intermedia*, *Platystolus selliger selliger*, *Oecanthus pellucens*, da sub-ordem Ensifera e *Tetrix ceperoi* da sub-ordem Caelifera). Este resultado pode indicar que nos encontramos na presença de espécies raras, e que por isso poderão necessitar de uma protecção especial. O Parque Natural do Alvão revelou-se o local mais interessante em termos de biodiversidade, uma vez que foi aqui que se recolheu o número mais elevado de espécies de Orthoptera.

As espécies *Platystolus* (Neo.) *lusitanicus*, *Oedipoda fuscicincta caerulea* e *Stenobothrus festivus* foram encontradas apenas no Parque Natural de Montesinho. Estas espécies apresentavam um número reduzido de indivíduos podendo, à semelhança do que já foi referido para o Parque Natural do Alvão, ser consideradas espécies raras e necessitarem de protecção. Neste local a recolha da fauna de Orthoptera foi realizada muito pontualmente, coincidindo quase exclusivamente com a recolha das posturas de *T. pityocampa*, realizada em meados de Agosto. No entanto, caso se tivesse realizado uma amostragem mais frequente, provavelmente também se teria encontrado uma elevada biodiversidade de Orthoptera, devido à semelhança em habitats existente entre o Parque Natural de Montesinho e o Parque Natural do Alvão.

Nos Casais da Pucariça, em Abrantes as espécies mais abundantes foram *Calliptamus watenwylianus*, *Oedipoda caerulescens*, *Dociostaurus jagoi occidentalis*, *Thyreonotus bidens* e *Phenoptera nana nana*, sendo esta última capturada preferencialmente em *Pinus*. A espécie *Truxalis nasuta* foi encontrada exclusivamente neste local.

Na Mata Nacional de Leiria as espécies mais abundantes foram *Calliptamus watenwylianus*, *Oedipoda caerulescens*, *Jacobsiella imitans*, *Dociostaurus jagoi occidentalis* e *Omocestus rufipes*. Deve ser referido que os locais onde se capturou um maior número de Orthoptera se situavam junto às dunas, ou em locais onde existia sub-cobertos herbáceo e arbustivo desenvolvidos. Pelo contrário, registou-se a presença de um menor número de gafanhotos nas zonas onde existia exclusivamente sub-coberto arbóreo, ou em locais muito próximos do oceano. As espécies *Calephoros compressiformis* e *Uromenus (Ster.) anapaulae* foram encontradas exclusivamente aqui.

Na Herdade da Apostiça as espécies mais abundantes foram *Oedipoda caerulescens*, *Sphingonotus azureus*, *Calliptamus watenwylianus* e *Omocestus panteli* e não foi encontrada nenhuma espécie que estivesse representada exclusivamente aqui. A sub-ordem Ensifera apresentou a menor biodiversidade, tendo-se apenas registado a presença de duas espécies. Note-se que a espécie *Thyreonotus bidens* foi capturada apenas junto a uma armadilha do tipo Malaise.

Na Herdade da Ferraria as espécies mais abundantes foram *Oedipoda caerulescens*, *Calliptamus watenwylianus*, *Dociostaurus jagoi occidentalis* e *Pezotettix giornii*. Foi encontrada uma espécie da sub-ordem Caelifera neste local, *Tetrotettix undulata*. Em relação à sub-ordem Ensifera, registou-se a ocorrência de quatro espécies neste local, que não foram encontradas nos restantes, duas pertencentes à família Tettigoniidae, *Sepiana sepium* e *Rhacocleis grillata* e duas pertencentes à família Mogoplistidae, *Arachnocephalus vestitus* e *Mogoplistes brunneus*. Estas espécies apresentavam um número reduzido de indivíduos podendo, à semelhança do que já foi referido, ser consideradas espécies raras e necessitarem de protecção especial.

Tabela 3.2 - Espécies de Ensifera capturadas, entre Abril e Novembro de 1998 a 2000 nos locais de amostragem estudados.

Espécies de Ensifera encontradas	Número total de indivíduos capturados					
	Parque Natural do Alvão	Parque Natural de Montesinho	Casais da Pucariça - Abrantes	Mata Nacional de Leiria	Herdade da Apostiça	Herdade da Ferraria
ENSIFERA – Tettigonioidea						
Phaneropteridae						
<i>Phaneroptera nana nana</i> Fieber, 1853	3	-	5	1	-	6
<i>Odontura (Odonturella) aspericauda</i> (Rambur, 1839)	1	-	-	-	-	-
Conocephalidae						
<i>Ruspolia nitidula</i> (Scopoli, 1786)	-	-	-	1	4	-
Tettigoniidae						
<i>Tettigonia viridissima</i> Linnaeus, 1758	13	-	-	-	-	-
<i>Platycleis (Platycleis) albopunctata albopunctata</i> (Goeze, 1778)	15	5	3	-	-	-
<i>Platycleis (Platycleis) intermedia intermedia</i> (Serville, 1839)	1	-	-	-	-	-
<i>Platycleis (Platycleis) sabulosa</i> Azam, 1901	2	-	1	1	-	1
<i>Platycleis (Tessellana) tessellata</i> (Charpentier, 1825)	8	2	-	1	-	-
<i>Sepiana sepium</i> Yersin, 1854	-	-	-	-	-	2
<i>Yersinella raymondi</i> (Yersin, 1860)	8	-	-	-	-	-
<i>Thyreonotus bidens</i> Bolivar, 1887	-	-	6	1	4	12
<i>Rhacocleis grallata</i> (Pantel, 1886)	-	-	-	-	-	4
<i>Pterolepis spoliata</i> Rambur, 1839	1	-	-	1	-	1
<i>Antaxius spinibrachius</i> (Fischer, 1853)	53	9	2	-	-	-
<i>Ctenodecticus</i> sp.	1	1	-	-	-	-
Bradyporidae						
<i>Uromenus (Steropleurus) asturiensis</i> (Bolivar, 1898)	10	-	-	-	-	-
<i>Uromenus (Steropleurus) anapaulae</i> Schmidt, 2002	-	-	-	2	-	-
<i>Platystolus (Neocallicrania) lusitanicus</i> (Aires & Menano, 1916) (Pfau, 1996)	-	2	-	-	-	-
<i>Platystolus (Neocallicrania) serratus</i> (Bolivar, 1885)	-	-	-	2	-	1
<i>Platystolus (Neocallicrania) selliger selliger</i> (Charpentier, 1825)	2	-	-	-	-	-
ENSIFERA – Grylloidea						
Gryllidae						
<i>Gryllus campestris</i> Linnaeus, 1758	2	-	-	-	-	-
<i>Oecanthus pellucens</i> (Scopoli, 1763)	2	-	-	-	-	-
Mogoplistidae						
<i>Arachnocephalus vestitus</i> Costa 1855	-	-	-	-	-	3
<i>Mogoplistes brunneus</i> Serville, 1839	-	-	-	-	-	1

Tabela 3.3 - Espécies de Caelifera capturadas, entre Abril e Novembro de 1998 a 2000, nos locais de amostragem estudados.

Espécies encontradas	Número total de indivíduos capturados					
	Parque Natural do Alvão	Parque Natural de Montesinho	Casais da Pucariça - Abrantes	Mata Nacional de Leiria	Herdade da Apostiça	Herdade da Ferraria
CAELIFERA – Tetrigoidea						
Tetrigidae						
<i>Tetrix ceperoi</i> (Bolivar, 1887)	1	-	-	-	-	-
<i>Tetratettix undulata</i> (Sowerby, 1866)	-	-	-	-	-	1
CAELIFERA – Acridoidea						
Pyrgomorphidae						
<i>Pyrgomorpha conica</i> (Oliver, 1791)	-	-	1	1	1	-
Catantopidae						
<i>Pezotettix giornae</i> (Rossi, 1794)	-	-	-	2	34	63
<i>Calliptamus wattenwylanus</i> (Pantel, 1896)	-	-	20	151	57	111
<i>Calliptamus barbarus barbarus</i> (Costa, 1836)	60	5	-	-	-	-
<i>Anacridium aegyptium</i> (Linnaeus, 1764)	-	-	-	5	1	-
Acrididae						
<i>Truxalis nasuta</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	2	-	-	-
<i>Locusta migratoria cinerascens</i> (Fabricius, 1781)	-	-	6	1	2	-
<i>Oedaleus decorus</i> (Germar, 1826)	5	-	-	-	-	-
<i>Oedipoda caerulescens</i> (Linnaeus, 1758)	60	2	9	55	109	122
<i>Oedipoda fuscicincta caerulea</i> Saussure, 1884	-	4	-	-	-	4
<i>Sphingonotus azureus</i> (Rambur, 1838)	-	-	1	3	66	29
<i>Jacobsiella imitans</i> (Brunner, 1882)	-	-	-	27	10	10
<i>Acrotylus insubricus</i> (Scopoli, 1786)	5	-	-	4	2	-
<i>Acrotylus patruelis</i> (Herrich-Schäffer, 1838)	-	-	4	2	6	-
<i>Aiolopus thalassinus</i> (Fabricius, 1781)	-	-	-	4	35	-
<i>Aiolopus strepens</i> (LATREILLE, 1804)	10	-	1	1	5	1
<i>Calephorus compresiformis</i> (Latreille, 1804)	-	-	-	1	-	-
<i>Arcyptera tornosi</i> Bolivar, 1884	4	-	-	-	-	-
<i>Dociostaurus (Kazakia) jagoi occidentalis</i> Soltani, 1978	43	-	10	-	17	80
<i>Omocestus (Dirshius) raymondi</i> (Yersin, 1863)	8	4	1	23	10	2
<i>Omocestus rufipes</i> (Zetterstedt, 1821)	7	-	3	19	-	-
<i>Omocestus panteli</i> (Bolivar, 1887)	41	2	1	6	36	22
<i>Stenobothrus festivus</i> Bolívar, 1897	-	1	-	-	-	-
<i>Stenobothrus stigmaticus stigmaticus</i> (Rambur, 1838)	20	-	3	3	-	-
<i>Myrmeleotettix maculatus</i> (Thunberg, 1815) <i>hispanicus</i> Harz, 1975	14	-	-	-	-	-
<i>Chorthippus jucundus</i> (Fischer, 1853)	4	-	-	-	-	-
<i>Chorthippus parallelus erythropus</i> Faber, 1958	17	1	-	1	-	-
<i>Chorthippus (Glyptobothrus) apicalis</i> (Herrich-Schäffer, 1840)	3	-	5	-	5	-
<i>Chorthippus (Glyptobothrus) vagans</i> (Eversmann, 1848)	29	-	-	6	4	1
<i>Chorthippus (Glyptobothrus) binotatus binotatus</i> (Charpentier, 1825)	11	-	-	-	-	-
<i>Chorthippus (Glyptobothrus) jacobsi</i> Harz, 1975	7	1	7	2	1	-
<i>Chorthippus (Glyptobothrus) yersini</i> Harz, 1975	6	6	16	6	2	2
<i>Euchorthippus chopardi</i> Descamps, 1968	6	-	-	-	-	-
<i>Euchorthippus pulvinatus gallicus</i> Marân, 1957	16	6	-	-	1	-

3.3.2 Índices de diversidade biológica

A avaliação do grau de diversidade biológica fornece uma indicação sobre o estado de “saúde” dos sistemas ecológicos, sendo normalmente assumido que a diversidade diminui com o aumento da perturbação do ecossistema, e utilizando-se o valor da diversidade como um indicador ambiental (Magurran, 1988).

Para o cálculo dos índices de diversidade biológica, seleccionaram-se todos os locais de amostragem excepto o Parque Natural de Montesinho, visto a recolha de Orthoptera ter sido realizada apenas de forma esporádica.

Seleccionaram-se os índices de Shannon, Brillouin e Simpson, para o estudo da biodiversidade. Com os resultados obtidos é possível comparar os diversos locais e estabelecer prioridades em termos de conservação da biodiversidade, associada aos gafanhotos (Tabela 3.3).

Tabela 3.4 - Valores dos índices de diversidade biológica, obtidos para os locais de amostragem estudados.

Tipo de índice			Parque Natural do Alvão	Casais da Pucariça Abrantes	Mata Nacional de Leiria	Herdade da Apostiça	Herdade da Ferraria
Riqueza específica	Nº de indivíduos	N	499	107	333	412	479
	Nº de espécies	S	37	21	29	22	22
Índice de Brillouin	Diversidade de espécies - HB	HB	2.91	2.38	1.92	2.22	2.00
	Uniformidade da distribuição de indivíduos	E	0.82	0.86	0.58	0.72	0.64
Índice de Shannon	Diversidade de espécies	H'	3.03**	2.65**	2.02	2.30**	2.06
	Uniformidade da distribuição de indivíduos	E	0.84	0.87	0.60	0.74	0.67
	Variância de H'	VarH'	0.002	0.005	0.006	0.002	0.002
Índice de Simpson	Probabilidades de 2 indivíduos pertencerem espécies ≠	D	0.07	0.08	0.25	0.14	0.17
		1/D	15.32	11.84	4.05	7.24	5.91

** - indicam diferenças significativas ($p \leq 0.01$), para o teste t , a nível da biodiversidade entre os locais amostrados.

Note-se que para detectar eventuais diferenças significativas entre os vários locais de amostragem, com base no índice de Shannon, procedeu-se à aplicação de um teste t , enquanto que, para o índice de Brillouin, consideram-se como sendo significativamente diferentes quaisquer valores diferentes encontrados.

Relativamente à diversidade de espécies, os locais de amostragem ordenam-se, por ordem decrescente, do seguinte modo:

- **Parque Natural do Alvão** - os valores mais elevados para os índices de diversidade biológica foram aqui atingidos - Tabela 3.3. Este local apresentou um maior número de espécies (37) e um número mais elevado de gafanhotos (499). Os valores obtidos com os três índices, relativamente à componente da biodiversidade de espécies, atingiram neste local os seus valores mais elevados. Note-se que o valor de HB (índice de Brillouin) obtido foi menor que H (índice de Shannon). Em relação ao índice de Simpson, embora este seja sensível às espécies mais comuns, e não à sua riqueza específica, verifica-se que D apresenta o menor valor, indicando assim a inexistência de espécies muito abundante. Em relação ao parâmetro equitabilidade (uniformidade) de distribuição dos gafanhotos registaram-se também para o Parque Natural do Alvão alguns dos valores mais elevados, que apenas foram ligeiramente superiores para os Casais da Pucariça.
- **Casais da Pucariça** - embora este local apresentasse os valores mais baixos em relação ao número de espécies encontradas (21) e em relação ao número de gafanhotos capturados (107), a distribuição dos indivíduos por espécies foi a mais homogénea, e a proporção das espécies mais abundantes a menor. Assim, os valores obtidos para os parâmetros diversidade biológica e equitabilidade dos gafanhotos foram elevados, ultrapassando mesmo os obtidos para o Parque Natural do Alvão.
- **Herdade da Apostiça** - apresentou valores intermédios para os índices de biodiversidade, e à semelhança do que tinha acontecido nos outros dois locais já referidos, verificou-se uma consonância em relação aos valores obtidos para os três índices. O facto de se terem encontrado aqui valores relativamente elevados, em particular para a riqueza de espécies, deverá ter resultado da escolha dos locais onde se efectuaram as capturas, que se situavam em habitats de diferentes tipos.

- **Mata Nacional de Leiria e Herdade da Ferraria** – os índices de biodiversidade atingiram, nestes dois locais os valores mais baixos e mais uma vez, registou-se uma consonância em relação aos três índices utilizados. Relativamente ao índice de Shannon, não ocorreram diferenças significativas entre os dois locais. Em relação ao índice de Simpson, o valor mais elevado de D foi obtido na Mata Nacional de Leiria, indicando claramente a existência de espécies proporcionalmente mais abundantes, como é o caso da espécie *Calliptamus watenwylanus*, tendo-se recolhido 151 gafanhotos. Neste local encontraram-se 29 espécies de gafanhotos e 333 indivíduos, representando o segundo local a nível de riqueza específica, salientando-se o registo de uma espécie nova para a ciência. Na Herdade da Ferraria identificaram-se 22 espécies diferentes e recolheram-se no total 479 gafanhotos. Nestes dois locais as amostragens foram feitas quase exclusivamente num só tipo de habitat: plantações de *Pinus pinaster*, o que explicará os baixos valores encontrados quer para a riqueza de espécies, quer para a equitabilidade; este último parâmetro reflecte assim uma distribuição heterogénea dos gafanhotos pelas espécies e indica a ocorrência de algumas espécies muito abundantes. Em relação ao parâmetro equitabilidade (uniformidade) de distribuição dos gafanhotos registaram-se também para estes dois locais os menores valores.

3.4. DISCUSSÃO

Foram utilizados métodos de captura diferentes para as espécies das sub-ordens Ensífera e Caelífera. No primeiro caso os gafanhotos têm um hábito mais críptico, como estratégia de protecção contra os predadores, e ficam escondidos em arbustos e no solo, o que torna a sua captura mais difícil. Utilizou-se por isso, muitas vezes o canto como indicador da presença destes animais, para que a captura se tornasse mais eficiente e fácil. Em relação aos animais da sub-ordem Caelífera, estes normalmente quando se sentem ameaçados, saltam, em vez de se esconderem, o que torna a captura relativamente fácil com uma rede entomológica. Assim, é possível que as diferenças encontradas para o número de espécies capturadas em cada uma das sub-ordens sejam, em parte, devidas às diferenças comportamentais adoptadas por estes animais.

Em relação aos resultados encontrados para o ecossistema pinhal, verifica-se que neste estudo foram identificados no total 60 espécies de Orthoptera, sendo mais frequentes as espécies de Caelífera (36) do que Ensífera (24). Uma comparação com os dados encontrados na literatura revela que estes resultados são semelhantes aos referidos por Schmidt *et al.* (em publicação) que encontrou 76 espécies de Orthoptera, em Portugal, sendo 31 espécies de Ensífera e 45 de Caelífera. A totalidade de espécies de Orthoptera que se conhecem para Portugal é de 119 espécies (59 Ensífera e 60 Caelífera) (Schmidt *et al.*, em publicação). Este resultado reflecte uma proporção diferente da obtida para toda a Península Ibérica, onde se descreveram 281 espécies de Orthoptera, constituídas por 153 espécies de Ensífera e 128 espécies de Caelífera (Gangwera & Morales Agacino, 1970). Este facto poderá resultar das diferenças climáticas entre os dois países, fazendo-se sentir uma maior influência do Mediterrâneo em Espanha, que proporciona condições edafo-climáticas e habitats apropriados a uma maior diversidade de gafanhotos pertencentes à sub-ordem Ensífera. Outra explicação possível para esse resultado poderá ser a paucidade de elementos existentes sobre os Orthoptera portugueses, em contraposição estudos mais completos efectuados em Espanha, salientando-se para este país a publicação dum Livro Vermelho dos Orthoptera (Gangwere *et al.*, 1985). Poderá assim utilizar-se a composição da fauna de Orthoptera como indicador climático (Schmidt, 1970, 1989, 1996a, Schmidt & Schach, 1978), sendo no entanto necessário concluir primeiro uma recolha exaustiva destes animais, por forma a obterem-se dados base, que permitam uma caracterização completa da fauna de Orthoptera de Portugal.

Os valores obtidos para os índices de biodiversidade indicam a existência de uma relação entre a biodiversidade de Orthoptera e a diversidade da paisagem, tendo estes atingido os valores mais elevados em locais que apresentavam uma elevada diversidade de habitats, como é o caso do Parque Natural do Alvão, caracterizado por um mosaico de habitats naturais e de plantações florestais de *Pinus sylvestris*, que em conjunto permitiam a existência de uma elevada biodiversidade de Orthoptera. Os valores mais baixos dos índices de biodiversidade foram obtidos na Mata Nacional de Leiria e na Herdade da Ferraria, o que poderá ser explicado pela homogeneidade de habitats, constituídos quase exclusivamente por plantações de *Pinus pinaster*.

O Parque Natural do Alvão, como já foi referido, trata-se de um local muito interessante do ponto de vista de biodiversidade de Orthoptera, o que resultará provavelmente da existência de vários tipos de habitats. No ano de 2000, no entanto, verificou-se um decréscimo na diversidade de Orthoptera encontrada, nomeadamente tetigonídeos, num dos locais de amostragem do Parque do Natural do Alvão, que se situa junto a uma turfeira (Figura A.76 e Tabela A.1, em Anexo). Tal facto terá sido provocado pelo corte e queima do sub-coberto arbustivo, como prevenção contra incêndios. Deve salientar-se que os tetigonídeos vivem sobre arbustos que lhes proporcionam protecção e alimentação, e que uma alteração no seu habitat pode ter consequências graves a nível destas populações (Samways, 1989 b, 1997).

Os valores obtidos para o índice de Brillouin neste trabalho revelam valores superiores àqueles obtidos num trabalho anterior (Martinho, 1999). Embora tal facto possa indicar a ocorrência de diferenças entre os habitats estudados, será mais provável que se trate de diferenças a nível do tamanho das amostras, uma vez que neste estudo a recolha de Orthoptera decorreu durante um período maior.

A fauna de Orthoptera Portuguesa inclui elementos de diferentes regiões biogeográficas, nomeadamente da Paleártica, Mediterrânea, Magrebiana e Etiópica, indicados na Tabela 3.4, registando-se também a presença de endemismos ibéricos.

Considerando a presente distribuição das espécies de Orthoptera, obtida neste trabalho e por Schmidt *et al.* (em publicação), verifica-se que muitas delas se encontram distribuídas por toda a Península Ibérica e zonas mediterrânicas da Europa e de África. Estes autores encontraram uma relação clara entre a fauna de Orthoptera portuguesa e a fauna existente em Marrocos, verificando que apenas 14 das espécies de Ensífera e 33 das espécies de Caelífera registadas para Portugal, não se encontravam no Norte de África.

Foram encontradas cinco espécies, consideradas como fauna Paleártica, com origem Euro-Siberiana. Estas espécies distribuem-se por toda a Europa (até à Rússia) e pelo Norte de África, principalmente em regiões montanhosas. Representam a ligação da Península Ibérica com a Europa Central, apesar da barreira montanhosa dos Pirinéus (Schmidt, 2000).

Muitas das espécies de Orthoptera, encontradas em Portugal, apresentam uma distribuição circum-mediterrânea. Neste estudo registaram-se oito espécies com estas características, salientando-se *Locusta migratoria cinerascens*. Encontraram-se ainda treze espécies, incluídas no grupo dos endemismos Ibéricos, que apresentavam uma distribuição mais limitada, ocorrendo essencialmente na Península Ibérica, embora algumas possam ser encontradas em França, Itália e no Norte de África. Noutro grupo, Mediterrânea – Magrebiana Oeste, as espécies apresentam distribuição circum-Mediterrânea, porém concentrando-se na Península Ibérica e Norte de Marrocos, tendo-se registado a presença de doze espécies com essas características, (Schmidt *et al.*, em publicação).

Neste estudo, registaram-se dez espécies caracterizadas por apresentarem uma distribuição do Norte ao Este de África, e prolongando-se até ao Sul do Continente, entre as quais se salientam as espécies *Aiolopus thalassinus* e *Phaneroptera nana nana*. Muitas destas espécies que se considerava serem provenientes de África, são efectivamente provenientes de habitats muito diversificados tais como montanhas, savana, florestas tropicais e zonas mediterrânicas. O número de espécies provenientes da região Etiópica é bastante menor, devido a uma barreira natural que separa esta região do Norte de África (o deserto do Sahara), assim as espécies do género *Truxalis* apresentam um interesse especial, uma vez que são provenientes dessa região e apenas se encontraram em algumas partes da Europa, tais como Portugal e Espanha, segundo Schmidt *et al.* (em publicação).

Das 60 espécies encontradas neste estudo, 13 são endémicas da Península Ibérica, resultando de várias interações entre os diferentes tipos de habitat, das condições climáticas, biológicas e físicas e da presença de algumas barreiras, representando cerca de 22% das espécies recolhidas. Esta percentagem foi menor do que a obtida por Schmidt, *et al.* (em publicação), uma vez que este autor encontrou 25% de espécies endémicas para Portugal. Este facto pode resultar de ter sido efectuada uma recolha de Orthoptera num conjunto mais diversificado de habitats, em comparação do que foi realizado no presente estudo, que se centrou no ecossistema pinhal. Considerando a totalidade das espécies de Orthoptera existentes na Península Ibérica

(282), registaram-se 37% de endemismos (Ganwere & Morales Agacino, 1970). Estas espécies não foram encontradas nos países próximos da Península Ibérica e algumas foram capturadas em habitats muito localizados, com áreas muito pequenas.

Tabela 3.5 - Composição biogeográfica das espécies de Orthoptera, encontradas em Portugal (adaptado de Schmidt *et al.*, em publicação).

Zona Biogeográfica	Espécies de Orthoptera	
Holo-paleártica	<i>Tettigonia viridissima</i> ◇	<i>Oedipoda caerulescens</i> ◇
	<i>Platycleis albopunctata</i> ◇	<i>Omocestus rufipes</i> ◇
	<i>Tetrix subulata</i>	<i>Myrmeleotettix maculatus</i> ◇
	<i>Tetrix undulata</i>	<i>Omocestus stigmaticus</i>
Holo-mediterrânea	<i>Decticus albifrons</i>	<i>Mogoplistes brunneus</i> ◇
	<i>Platycleis affinis</i>	<i>Tetrix ceperoi</i> ◇
	<i>Platycleis intermedia</i> ◇	<i>Paratettix meridionalis</i>
	<i>Platycleis (T.) tessellata</i> ◇	<i>Pezotettix giornae</i> ◇
	<i>Gryllus campestris</i> ◇	<i>Locusta migratoria cinerascens</i> ◇
	<i>Arachnocephalus vestitus</i> ◇	
Endemismos Ibéricos	<i>Thyreonotus bidens</i> ◇	<i>Platystolus (N.) selliger</i> ◇
	<i>Pterolepis spoliata</i>	<i>Xya iberica</i>
	<i>Antaxius spinibrachius</i> ◇	<i>Jacobsiella imitans</i> ◇
	<i>Ctenodecticus spp.</i> ◇	<i>Arcyptera tornosi</i>
	<i>Uromenus (St.) flav. portugalius</i>	<i>Omocestus panteli</i> ◇
	<i>Uromenus (St.) astericauda</i>	<i>Stenobothrus festivus</i> ◇
	<i>Uromenus (St.) anapaulae</i> ◇	<i>Chorthippus p. erythronotus</i> ◇
	<i>Platystolus (N.) lusitanicus</i> ◇	<i>Chorthippus (Gl.) jacobsi</i> ◇
	<i>Platystolus (N.) serratus</i> ◇	<i>Chorthippus (Gl.) yersini</i> ◇
Mediterrânea-Magrebiana Oeste	<i>Odontura aspericauda</i> ◇	<i>Sphingonotus azureus</i> ◇
	<i>Odontura spulicauda</i>	<i>Acrotylus fischeri</i>
	<i>Cyrtaspis scutata</i>	<i>Morphacris f. sulcata</i>
	<i>Platycleis falx laticauda</i>	<i>Omocestus (D.) raymondi</i> ◇
	<i>Platycleis sabulosa</i> ◇	<i>Dociostaurus j. occidentalis</i> ◇
	<i>Rhacocleis grallata</i> ◇	<i>Chortippus (G.) apicalis</i> ◇
	<i>Scobia lusitanica</i>	<i>Chortippus (G.) binotatus</i> ◇
	<i>Mishtshentotettix brachyptera</i>	<i>Chortippus (Ch.) jucundus</i>
	<i>Calliptamus wattenwylianus</i> ◇	<i>Euchorthippus chopardi</i> ◇
	<i>Truxalis nasuta</i> ◇	<i>Euchorthippus pul. gallicus</i> ◇
	<i>Oedipona fuscocincta</i>	
	<i>Sphingonotus c. corsicus</i>	
Mediterrânea-Magrebiana-Etiópica	<i>Tylopsis lilifolia</i>	<i>Oedaleus decorus</i> ◇
	<i>Phaneroptera nana nana</i> ◇	<i>Acrotylus patruelis</i> ◇
	<i>Conocephalus conocephalus</i>	<i>Aiolopus thalassinus</i> ◇
	<i>Ruspolia nitidula</i> ◇	<i>Aiolopus strepens</i> ◇
	<i>Oecanthus pellucens</i> ◇	<i>Paracinema t. bisignata</i>
	<i>Anacridium aegyptium</i> ◇	<i>Pyrgomorpha conica</i> ◇
	<i>Calliptamus barbarus</i> ◇	

◇ Espécies encontradas neste estudo, nos diferentes locais de amostragem.

Em Portugal, as espécies dos géneros *Platystolus* e *Uromenus*, bem como outras espécies da família Bradypodidae, são frequentemente encontradas em habitats de montanha e são consideradas faunisticamente por alguns autores (Schmidt *et al.*, em publicação) como espécies muito importantes. Estas espécies normalmente apresentam uma distribuição limitada, e com um número reduzido de animais, podendo necessitar de protecção especial. De referir que muitas destas espécies estão sujeitas a processos de metapopulações (Samways, 1989; Mabelis *et al.*, 1994, Kindvall, 1996). Estes animais têm um efeito muito benéfico a nível dos ecossistemas uma vez que são essencialmente carnívoros e alimentam-se de muitos insectos, entre os quais alguns que provocam pragas, como é o caso de *T. pityocampa* (Capítulo 4).

Tabela 3.6 - Espécies de Orthoptera encontradas em Portugal, por outros autores
(adaptado de Schmidt *et al.*, em publicação).

Ensifera	Localidade	Referências
<i>Odontura macphersoni</i> (Morales, 1943)	Serra da Estrela, Norte Portugal	Gangwere & Morales Agacino (1970)
<i>Meconema thalassinus</i> (De Geer, 1773)	Coimbra	Harz (1969)
<i>Conocephalus discolor</i> (Thunberg, 1815)	Ria Formosa	Lock (1999)
<i>Metrioptera (Decorana) decorana</i> (Fieber, 1853)	Monchique, Serra do Suajo, Coimbra	Harz (1969)
<i>Rhacocleis lusitanica</i> (Bolivar, 1900)	Castelo Branco, Coruche, Aviz, Mora, Ponte de Sôr	Harz (1969)
<i>Thyreonotus corsicus</i> (Rambur, 1839)	Norte Portugal	Harz (1969)
<i>Saga pedo</i> (Pallas, 1771)	Beja, Vila Nova de Milfontes	Pinedo (1985)
<i>Ephippigerida saurureiana</i> (Bolivar, 1878)	Norte Portugal	Harz (1969)
<i>Ephippigerida hispanica</i> (Bolivar, 1853)	Sul Portugal até Coimbra	Harz (1969)
<i>Uromenus (St.) brunnerii</i> (Bolivar, 1877) ¹	Ria Formosa	Lock (1999)
<i>Uromenus (St.) dilutus</i> (Bolivar, 1878)	Serra da Estrela e do Marão	Harz (1969), Lock (1999)
<i>Uromenus (St.) pseudolus</i> (Bolivar, 1878)	Sul Portugal até Serra da Estrela	Harz (1969)
<i>Uromenus (St.) stålîi</i> (Bolivar, 1877)	Serra do Gerês	Harz (1969)
<i>Uromenus (Bol.) nobrei</i> (Bolivar, 1898)	Serra do Gerês, Serra da Estrela	Harz (1969)
<i>Platystolus (Neocallicr.) miegui</i> (Bolivar, 1873) ²	Serra da Estrela: Covilhã	Harz (1969)
<i>Platystolus martinezi</i> (Bolivar, 1851)	?	Harz (1969)
<i>Pycnogaster jugicola</i> Graells, 1851	Serra da Estrela, Guarda, Castelo Branco	Harz (1969), Lock (1999)
<i>Pycnogaster cucullatus</i> (Charpentier, 1825)	Mora, Coruche	Harz (1969), Gangwere <i>et al.</i> , 1985
<i>Gryllus bimaculatus</i> (De Geer, 1773)	Costa Sul	Lock (1999)
<i>Acheta hispanicus</i> Rambur, 1839	Ria Formosa, Salir	Lock (1999)
<i>Eumodicogryllus bordigalensis</i> (Latreille, 1802)	Costa Sul - Zonas húmidas	Lock (1999)
<i>Svercus palmitorum</i> (Krauss, 1902)	Ria Formosa - Zona costeira	Lock (1999)
<i>Eugryllodes pipiens lusitanicus</i> (Bolivar, 1894)	Serra da Estrela	Harz (1969)
<i>Eugryllodes escalerae</i> (Bolivar, 1894)	Serra da Estrela	Harz (1969)
<i>Eugryllodes littoreus</i> (Bolivar, 1885)	Perto do Rio Tejo	Harz (1969)
<i>Gryllomorpha merobretensis</i> , Fernandes, 1959	Serra de Grândola, Monchique	Harz (1969)
<i>Nemobius sylvestris</i> (Bosc, 1792)	Serra da Estrela, Costa Sudoeste, Odemira	Lock (1999)
<i>Trigonidium cicindeloides</i> (Rambur, 1839)	Ria Formosa, Odemira	Lock (1999)
<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i> (Linnaeus, 1758) ³	Ria Formosa, Serra da Estrela	Lock (1999)
Caelifera		
<i>Tetrix ceperoi</i> Bolivar, 1887	Beira Litoral: Aveiro, Esmoriz	Llorente & Presa (1981)
<i>Uvarovitettix nodulosus</i> (Fieber, 1853) ⁴	Setúbal e área costeira	Lock (1999)
<i>Acinipe paulinoi</i> (Saussure, 1887)	Ribeiro de Monchique, Milfontes, Picota, Barranco dos Pisões	Llorente del Moral & Presa Asencio (1997), Lock (1999)
<i>Acinipe ignatii</i> (Presa & Llorente, 1982)	Santarém, Coruche, Ponte de Sôr	Llorente del Moral & Presa Asencio (1997)
<i>Eumigus ayresi</i> (Bolivar, 1912)	Serra da Estrela	Harz (1975)
<i>Euryparyphes stålîi</i> (Bormans, 1879)	Sul Portugal	Harz (1975)
<i>Ocnerodes fallaciosus</i> (Bolivar, 1912)	São Marcos da Serra, Monchique	Harz (1975), Lock (1999)
<i>Ocnerodes prosternalis</i> Bolivar, 1912	Santarém: Cardigos, Malcata	Llorente del Moral & Presa Asencio (1997), Lock (1999)
<i>Schistocerca gregaria</i> (Forskål, 1775) ⁵	Sul de Portugal provenientes de invasão do Norte de África	Gangwere & Morales Agacino (1970)
<i>Eyprepocnemis plorans</i> (Charpentier, 1825)	Ria Formosa	Harz (1975), Lock (1999)
<i>Acridium (=Phophus) stridulum</i> (Linné, 1758)	Norte Portugal, montanhas	Gangwere & Morales Agacino (1970)
<i>Oedipoda charpentieri</i> Fieber, 1853	Alvor, próximo de Portimão	Harz (1975)
<i>Mioscirtus wagneri</i> Eversmann, 1859	Castro Marim, Setúbal (Lagoa da Albufeira)	Harz (1975), Presa (1979)
<i>Leptoternis c. lusitanicus</i> Ebner, 1941	Sudeste de Portugal, Ria Formosa	Harz (1975), Lock (1999)
<i>Dociostaurus maroccanus</i> (Thunberg, 1815)	Castelo Branco	Lock (1999)

¹ - Espécie encontrada na Ria Formosa e identificada como *U. Brunneri*, é actualmente considerada como uma espécie Portuguesa;

² - Não foi considerada a revisão de Pfau (1996); ³ - Ver Baccetti & Capra (1978); ⁴ - Depois de Harz (1969), ninfas de *T. depressa*;

⁵ - Espécie Africana, exótica em Portugal.

No presente estudo registaram-se cerca de 50.4% das espécies de Orthoptera, conhecidas para Portugal. No entanto foram encontradas pela primeira vez em Portugal nove espécies, onde se inclui uma espécie nova para a ciência, *Uromenus (Steropleurus) anapaulae*. Muitas das espécies que não foram encontradas neste estudo são endemismos pertencentes às sub-famílias Pamphagidae e Bradyporidae, estes animais caracterizam-se por serem tetigonídeos grandes e pouco abundantes, que normalmente só se encontram por acaso.

A tabela 3.5 refere-se a espécies de gafanhotos encontradas nas últimas três décadas, por outros autores. No total registaram-se 28 espécies de Ensífera e 15 espécies de Caelífera. O elevado número de espécies de Ensífera que não foram recolhidas neste estudo, mostra a dificuldade de capturar estes gafanhotos, que vivem essencialmente no interior da vegetação (arbustos ou árvores), ou próximo do solo e que normalmente se escondem, ficando praticamente invisíveis, quando se sentem ameaçados. As espécies de grilos também são bastante difíceis de observar, uma vez que estes animais, quando se sentem ameaçados procuram refúgio em galerias debaixo do solo.

Nesta investigação não se registaram gafanhotos pertencentes às espécies referenciadas na Directiva Habitats. No entanto, esse registo foi efectuado por outros autores, por exemplo Pinedo (1985) capturou indivíduos da espécie *Sega pedo*, em Beja e Vila Nova de Milfontes.

Em relação às espécies de Orthoptera capturadas e que potencialmente poderão causar pragas, deve-se referir a ocorrência de duas espécies nos diferentes locais de amostragem, *Calliptamus wattenwylanus* e *Locusta migratoria cinerascens*.

A espécie *Locusta migratoria cinerascens* foi capturada em três locais de amostragem, Mata Nacional de Leiria, Herdade da Apostiça e Casais da Pucariça, em Abrantes, onde apresentava densidades mais elevadas. Numa ocasião foram observados no mesmo local três fêmeas e cinco machos, tendo sido possível a captura de 1 fêmea e 1 macho. De salientar que este gafanhoto é muito difícil de capturar, uma vez que os indivíduos voam vigorosamente por muitas dezenas de metros. Até ao momento todos os indivíduos capturados apresentavam características da fase solitária. No entanto prevêem-se modificações climáticas para Portugal, sendo que os diferentes modelos de simulação da evolução do clima para o período 2000-2100 prevêem, para a Península Ibérica, um aumento da temperatura que poderá variar entre 4°C e 7°C, ou seja, um aumento superior às precisões do PIAC para a temperatura média global à superfície da Terra (1,4°C a 5,8°C). Os resultados destes modelos indicam também,

para esta região, um decréscimo da precipitação, com maior incidência nas zonas Centro e Sul, e uma alteração do padrão da distribuição da precipitação mensal, com um decréscimo substancial na Primavera e um aumento no Inverno (IA, 2002). Segundo a Comissão para as Alterações Climáticas, este fenómeno irá influenciar algumas zonas do nosso país, provocando um acréscimo das zonas sujeitas a desertificação, e alterações dos regimes edafoclimáticos, o que poderá determinar que esta espécie venha a adquirir características gregárias, à semelhança de outra sub-espécie *Locusta migratoria migratorioides*, que se encontra distribuída desde a África sub-sariana até à Índia e Paquistão, e que provoca danos consideráveis (Capítulo 5).

A espécie *Calliptamus wattenwylanus* apresentou-se como uma das espécies mais abundantes deste estudo, tendo sido encontrada em praticamente todos os locais de amostragem. Mas foi na Mata Nacional de Leiria que se registou uma maior abundância, tendo esta espécie apresentado densidades de 10-15 indivíduos por m². Estes registos causam já uma certa preocupação, embora segundo Fernandes (1965), estes animais não desenvolvam indicativos morfológicos de gregarização, em certos locais favoráveis podem formar grandes agregados (mas nunca nuvens) que causam prejuízos relativamente sérios, no entanto circunscritos, devido à sua reduzida capacidade de dispersão.

Nos locais amostrados não se encontraram animais da espécie *Dociostaurus maroccanus*, no entanto esta espécie foi responsável pelo aparecimento de pragas no nosso país até meados do século XX (Seabra, 1942). Foram implementadas campanhas de controlo, tendo-se sistematicamente localizado e destruído as suas posturas, o que se traduziu num decréscimo substancial das populações, que não voltaram a ocasionar estragos económicos em Portugal (Magalhães Silva, 1946). No entanto esta espécie continua a provocar danos na Província de Badajoz em Espanha (Arias *et al.*, 1993), e ocorre em Portugal na zona de Castelo Branco (Lock, 1999). Em algumas regiões onde anteriormente provocava pragas, esta espécie tornou-se actualmente rara, facto este que pode estar relacionado com impactes antropogénicos, em particular a conversão de zonas naturais de herbáceas em campos de cereais, tornando-as num habitat insustentável para estes animais, visto não existirem condições para as fêmeas depositarem os ovos. Poderá ainda relacionar-se com algumas alterações de factores climáticos, em particular a quantidade de precipitação ocorrida durante a Primavera, que é crucial para o desenvolvimento do ciclo de vida deste gafanhoto. Pelo contrário, acções de desflorestação e a criação de novas pastagens criam os pré-requisitos necessários para a colonização deste

gafanhoto. Aparentemente estas duas tendências opostas influenciam a actual evolução das populações, e as suas manifestações são diferentes de acordo com as zonas geográficas. Embora em alguns países, em particular europeus, *D. maroccanus* tenha perdido a sua importância económica, como praga agrícola, noutros (Norte de África e países da Ásia Central) a espécie contínua a florescer e terá até aumentado o seu estatuto de praga (Latchininsky, 1998).

A espécie *Schistocerca gregaria* foi encontrada em Portugal por Ganwere & Morales Agacino (1970), não tendo sido por nós observada. Estes autores referiram tratar-se de uma espécie proveniente do Norte de África e consideraram-na como exótica, só pontualmente atingindo a Península Ibérica, sendo os gafanhotos transportados por correntes aéreas.

4. PAPEL DOS ORTHOPTERA NA TEIA ALIMENTAR DO ECOSSISTEMA PINHAL

4.1. INTRODUÇÃO

Mais de metade das florestas primitivas que cobriam outrora a Europa desapareceram. Em média, em termos de ocupação do solo, a floresta ocupa hoje cerca de um terço do total do uso do solo, mas uma grande parte desta percentagem é constituída por vastas plantações do tipo monoculturas. Na Europa Ocidental apenas 2 a 3% das florestas existentes podem ser classificadas como florestas naturais intactas (primitivas), sendo que menos de 50% destas florestas estão efectivamente protegidas. Em muitos países europeus é permitida a caça dentro de áreas protegidas e, nos países com maior densidade populacional, muitas áreas florestais protegidas encontram-se ameaçadas devido à fragmentação de habitats, provocada pela construção de estradas e outros tipos de infraestruturas. Daqui ressalta que os países europeus deverão dar prioridade à protecção das florestas, por forma a conseguirem um uso verdadeiramente sustentável deste importante ecossistema (WWF, 2001).

Tal como aconteceu em muitos países da Europa, Portugal também sofreu uma política florestal contraditória, tendo-se investido essencialmente na produção lenhosa, sem levar em conta a protecção da biodiversidade. Assistiu-se, desde os anos 40 do século XX, a uma alteração do uso do solo florestal, com a ocupação de vastas áreas por plantações de pinheiros e mais recentemente (na década de 60), por plantações de eucaliptais.

Em Portugal Continental, a floresta ocupa uma área de 3,3 milhões de hectares (37% do território), distribuindo-se por 44% de resinosas e 56% de folhosas. Cerca de 58% daquela área destina-se predominantemente à produção lenhosa e é, no essencial, constituída por pinheiro bravo e por eucalipto. Cerca de 79% destes povoamentos florestais são monoculturas (DGF, 1998).

O pinhal é o tipo de sistema florestal com maior representatividade em Portugal, representando uma ocupação florestal de 35.5% (dados de 1995). Neste tipo de ecossistema existe uma dominância de povoamentos puros constituídos pela espécie *Pinus pinaster*, que corresponde a 30.9% do pinhal. No entanto, tem-se registado nas últimas décadas uma regressão nesse tipo de constituição, que poderá estar relacionado com os incêndios florestais (que continuam a provocar um dos impactes mais negativos nos nossos pinhais), ou com a ocupação desse tipo de floresta por eucaliptais.

Embora uma elevada percentagem da nossa floresta seja constituída por plantações de *Pinus pinaster*, é indispensável evitar a generalização da monocultura, e proceder à implementação de medidas de modo a transformar essas plantações em áreas seminaturais, estabelecendo um novo tipo de gestão florestal.

A moderna gestão florestal deve promover o planeamento e gestão integrados da floresta portuguesa, considerando as múltiplas funções que lhe cabem, onde se incluem aspectos de protecção, de produção e de comercialização, bem como o seu papel enquanto reguladora do ciclo hidrológico, protectora do solo, elemento da paisagem tradicional de Portugal e reconhecendo a sua importância no domínio da biodiversidade e das comunidades humanas, em articulação com as actividades agrícolas (MCOTA b, 2002). Em suma, deve-se proceder à articulação do Plano de Desenvolvimento da Floresta Portuguesa com os outros planos existentes com importância na promoção do desenvolvimento sustentável. Destes planos salienta-se o Plano Nacional de Combate à Desertificação, o Plano Nacional do Desenvolvimento Sustentável, a Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e Biodiversidade e o cumprimento dos compromissos estabelecidos em Quioto, em relação ao Programa Nacional para as Alterações Climáticas.

Um dos mecanismos que poderá conduzir a melhorias nas estratégias de gestão das florestas tem a ver com a implementação da certificação florestal. Em muitos países europeus a certificação é realizada de forma voluntária, podendo optar-se por certificar a produção de madeira ou a produção de outros produtos e actividades relacionadas com a actividade florestal, tais como a recolha de cogumelos, a utilização de plantas medicinais; pode-se também obter certificações de nível social, onde se estimulam actividades tais como o eco-turismo. Deve no entanto salientar-se que, em termos de aplicação, apenas um pequeno número de esquemas estão em operação e o seu volume ainda é muito reduzido. Segundo dados publicados pela FAO (2001), registaram-se, para 32.8% da floresta portuguesa, planos de gestão, 8% da floresta encontra-se incluída em áreas protegidas e ainda não existem áreas florestais certificadas em Portugal.

Nas regiões caracterizadas por um clima mediterrânico, as projecções resultantes de modelos que pretendem avaliar as consequências das alterações climáticas, enfatizam a possibilidade do aumento das variações climáticas, com um aumento das amplitudes em termos de extremos de secas e chuvas intensas que se tornariam mais frequentes. A combinação do clima e das alterações climáticas também poderão conduzir a um aumento das frequências dos incêndios. Finalmente, a alteração do uso do solo, é esperada como sendo a componente com repercussão mais dramática nas

regiões mediterrânicas, com uma forte dicotomia entre estas regiões, nas quais o uso do solo para a agricultura sofreu um abandono, e em outros locais devido à pressão populacional, que provocou um aumento a nível de extensão e intensificação do uso agrícola (WWF, 2001).

Actualmente, devido ao fenómeno das alterações climáticas, registou-se o aparecimento de uma nova função para as florestas mundiais - sumidouros de carbono. A redução dos incêndios florestais é determinante para o aumento do potencial de retenção de carbono por parte da floresta portuguesa. Por outro lado, a produtividade dos povoamentos em Portugal é muito baixa, comparativamente à de países com uma ecologia similar, pelo que é importante promover a sua melhoria. A exequibilidade efectiva das acções que será necessário empreender, aconselha à valorização económica da função da floresta como sumidouro de carbono, que incentiva a adopção de princípios de gestão florestal sustentável por parte dos proprietários, consentânea com os objectivos de retenção de carbono (MCOTA a; 2002).

A baixa produtividade dos povoamentos florestais portugueses pode estar associada a problemas de gestão florestal, a incêndios (que ocorrem principalmente na altura do Verão) e à existência de diversas pragas, já que todos estes factores vão condicionar o crescimento das árvores.

Uma das pragas de insectos mais destrutivas, no ecossistema pinhal, que se distribui em Portugal e por toda a região Mediterrânica, é *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.), a processionária do pinheiro. Esta espécie é endémica em todos os pinhais de Portugal. Por razões de ordem ambiental, que poderão estar associadas a secas prolongadas (durante anos sucessivos), incêndios florestais e técnicas culturais, esta espécie pode aumentar atingindo proporções de praga (Schmidt *et al.*, 1990a). Se esse crescimento for de ordem exponencial estamos perante uma ocorrência de poluição. Os grandes estragos causados por insectos nos povoamentos florestais ocorrem geralmente durante as poluições (Ferreira, 1998).

Esta praga é considerada como sendo o principal desfolhador de coníferas da Península Ibérica, sendo os seus hospedeiros preferenciais *Pinus nigra*, *P. sylvestris*, *P. halepensis* e *P. pinaster* (Demolin, 1969). A processionária do pinheiro provoca um enfraquecimento das árvores e um atraso no seu crescimento, ao mesmo tempo que contribui para a ocorrência de outras pragas e doenças (eg. Péres *et al.*, 1997).

A sua distribuição é influenciada pela latitude e altitude, devido à variação dos vários parâmetros climáticos. No entanto, as grandes variações observadas na densidade das suas populações não podem ser apenas explicadas com base na variação dos

parâmetros climáticos isolados, como por exemplo, as curvas isotérmicas e as curvas de insolação (Devkota e Schmidt, 1990).

Além dos estragos ocasionados pela desfolha das árvores, a processionária possui pêlos urticantes que aparecem a partir do 3º instar, os quais provocam reacções alérgicas graves, tanto em pessoas como em animais, tornando-se assim num problema de saúde pública (Lamy, 1990).

O ciclo biológico da processionária completa-se, geralmente, num período de um ano, onde se inclui uma diapausa prolongada no estado de pupa. Distinguem-se duas fases: uma aérea, na copa dos pinheiros; e outra subterrânea, no solo. O seu ciclo biológico inicia-se em Julho/Agosto, com a emergência dos imagos. As fêmeas são maiores que os machos, variando o comprimento entre 18-24 mm nas fêmeas e 15-19 mm nos machos. As fêmeas emergem do solo um pouco antes ou depois do pôr-do-sol. Dirigem-se depois para um local elevado, onde ficam imóveis; ao fim de duas horas começam a libertar a feromona sexual, que vai atrair os machos. Após o acasalamento, as fêmeas procuram uma árvore hospedeira mais favorável para a colocação das posturas. A duração de vida dos adultos é de 3 – 4 dias. As posturas são colocadas em agulhas de pinheiro, e cada postura pode conter entre 70 a 300 ovos. Apresentam uma forma cilíndrica em que o comprimento varia de 2 a 6 cm (Schmidt, 1990). A deposição das posturas pode demorar 3 - 4 horas, e normalmente cada fêmea deposita apenas uma postura. As larvas 1º instar eclodem aproximadamente após um mês e o seu comprimento é de cerca de 2 mm. Alimentam-se da epiderme das agulhas de pinheiros. O ciclo larvar compreende 5 instares, e a duração de cada um é influenciada pela temperatura. Os 4º e 5º instares são os mais prolongados, devido à ocorrência das temperaturas mais baixas nessa época do ano (Devkota e Schmidt, 1990). A distinção dos diferentes instares é possível através da medição das cápsulas encefálicas, da cor e da presença de “espelhos” na parte anterior (Douma-Petridou, 1989).

Os danos causados pelas lagartas vão sendo cada vez mais visíveis e mais importantes à medida que elas crescem. Nos primeiros estádios, vivem abrigadas em fios sedosos, segregados por elas, com os quais formam os ninhos provisórios, que vão sendo abandonados à medida que elas se deslocam na árvore. O comportamento gregário das lagartas manifesta-se desde que eclodem. No fim do Outono, tecem os ninhos de Inverno nos quais se reúnem as colónias provenientes de várias posturas (Devkota e Schmidt, 1990). Estes ninhos captam a energia solar e protegem a colónia do frio, podendo a temperatura no seu interior chegar a ser 18º C mais elevada que a temperatura no exterior (Breuer & Devkota, 1990). A colónia vai-se deslocando no

pinheiro, em busca de alimento (agulhas do pinheiro), podendo chegar a consumir praticamente todas as agulhas de árvores com altura superior a seis metros (Figura A.71, em anexo). No fim do Inverno inicia-se a procissão de enterramento. A temperatura óptima do solo para ocorrer o enterramento é de 20 - 22° C (Douma-Petridou, 1989). Condições climatéricas desfavoráveis podem obrigar as lagartas a um enterramento provisório. A procissão pode levar vários dias a enterrar-se. A profundidade a que se enterram depende da temperatura do solo. Sete semanas após o enterramento a pupa está formada e entra em diapausa (Ferreira, 1998), que se pode prolongar por mais de dois anos. O novo ciclo inicia-se com a emergência dos adultos, em Julho/Agosto.

A desfolha causada pela *T. pityocampa* ocorre principalmente durante o período de dormência dos pinheiros; as reservas nutritivas acumuladas nas agulhas são destruídas. A árvore terá, portanto, de produzir agulhas no período de crescimento sem ter acumulado reservas nutritivas suficientes. Em consequência disso, na época de crescimento seguinte o número de agulhas é fortemente reduzido. Todas estas alterações também se podem traduzir numa redução de fecundidade nas fêmeas de *T. pityocampa*, uma vez que parece haver uma relação entre a fecundidade das fêmeas, o clima e a qualidade do alimento disponível para as lagartas (Ferreira, 1998).

A utilização de armadilhas iscadas com feromona sexual na monitorização de *T. pityocampa* permite detectar esta espécie, mesmo em populações muito reduzidas. Também permite traçar a curva de voo dos machos numa determinada região e a captura de um número considerável de machos, reduzindo desta forma o efectivo populacional e impedindo que uma percentagem de fêmeas seja fecundada (Masutti e Battisti, 1990). O número de armadilhas que deve ser colocado é de uma por hectare. Este método tem maior sucesso em populações com densidades menores, uma vez que os insectos não se encontram apenas por meio de feromonas, mas também através de outros estímulos, como a visão e o olfacto (Ferreira, 1998). Segundo alguns autores, as armadilhas iscadas com feromona não podem ser utilizadas para determinar a densidade da população, porque esta depende de factores ambientais, da frequência e exposição das armadilhas, do "sex-ratio" e das condições que determinam a diapausa das pupas (Roversi, 1985, Battisti, 1987).

No conjunto dos factores bióticos responsáveis pelo controlo desta praga, encontram-se algumas espécies de parasitoides (do ovo, lagarta e pupa), de predadores (ovos, lagarta, pupa e imagos) e de agentes patogénicos que, ao longo do ciclo de vida da *T. pityocampa*, têm um papel importante na redução do número de indivíduos desta população (Halperin, 1990; Masutti e Battisti, 1990; Schmidt, 1990b; Osuna *et al.*, 1994).

Neste capítulo vamos abordar a importância dos Orthoptera, na predação da *T. pityocampa*. De uma maneira generalizada pensa-se que os ortópteros são animais fitófagos. Esta interpretação está essencialmente relacionada com acontecimentos que se reportam aos tempos bíblicos: as pragas de gafanhotos. Estas pragas, ainda nos nossos dias destroem campos de cereais. Uma das espécies que provoca danos consideráveis é *Locusta migratoria migratorioides*.

Se dividirmos os ortópteros nas sub-ordens correspondentes, encontramos na sub-ordem Caelifera, os verdadeiros fitófagos, que se alimentam essencialmente de Poaceae e ocasionalmente de outras plantas. Por outro lado, os gafanhotos pertencentes à sub-ordem Ensifera são essencialmente omnívoros. No entanto, a proporção de alimentos de origem animal e vegetal consumida varia conforme as espécies. Contudo, os animais de maior tamanho, pertencentes a esta sub-ordem são, de uma maneira geral, carnívoros, alimentando-se essencialmente de larvas e de insectos adultos. Estes gafanhotos, os Tettigonidae, podem ser assim preciosos auxiliares no combate a pragas de insectos (Bellmann e Luquet, 1995).

Verifica-se, deste modo, que os tetigonídeos são predadores potenciais desta praga, principalmente os animais de maior porte. Este facto foi observado numa campanha realizada em 1968, em Cuenca, onde se efectuou a marcação de 1000 posturas para contagem de emergências e parasitismo. No final observou-se que 24% das posturas tinham sido predadas por tetigonídeos do género *Epiphigeridae* (Ceballos, 1969).

Halperin (1990), observou em Israel, para outra espécie de processionária (*T. wilkinsoni*), que 3% dos ovos eram predados por tetigonídeos, tendo verificado que, numa postura mais de 50% dos ovos tinham sido consumidos. Em Espanha e França mais de 40% dos ovos de *T. pityocampa* eram destruídos por duas espécies de tetigonídeos (Halperin, 1990).

Cabral (1979) registou para França e Espanha, a família Tettigonidae como predadora dos ovos da *T. pityocampa*.

Ferreira (1998) referiu as espécies *Epphipiger epphipiger* (Fiebig) (Orth., Tettigonidae) e *Oecanthus pellucens* (Scopoli) (Orth., Glyllidae), como predadores de ovos de *T. pityocampa*.

Até ao momento, os tetigonídeos foram referidos por muitos autores, apenas como predadores de ovos de *T. pityocampa*, não se tendo encontrado indicações em relação a estes animais predarem lagartas, pupas e adultos da processionária.

Devem salientar-se os motivos para a escolha do ecossistema pinhal, no desenvolvimento desta investigação. Para além de ser o tipo de ecossistema

associado à floresta mais bem representado em Portugal, encontraram-se espécies associadas a uma dualidade, recentemente discutida, a nível de conservação de Orthoptera, ou seja a existência de espécies que provocam pragas e espécies ameaçadas. Incluídas no último grupo, deve-se referir a existência de espécies de Orthoptera que poderão ser utilizadas no controlo de pragas.

4.2. MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1. Influência da colocação de armadilhas iscadas com feromona sexual de *Thaumetopoea pityocampa* sobre a intensidade do ataque

Este estudo foi realizado em três locais: Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, na Península de Setúbal, e Casais da Pucariça em Abrantes. A monitorização do nível de ataque de *T. pityocampa* ocorreu nos meses de Janeiro e Fevereiro de 1999, 2000 e 2001. Teve-se por objectivo avaliar se a colocação destas armadilhas num povoamento de pinhal teria, eventualmente, algum efeito sobre a intensidade do ataque de *T. pityocampa* nas árvores circundantes das mesmas. Assim, efectuou-se uma comparação da intensidade do ataque de *T. pityocampa* em povoamentos de regeneração natural de *Pinus pinaster*, situados na proximidade das armadilhas e em zonas afastadas destas. Na Herdade da Apostiça seleccionaram-se 6 locais, sendo 3 coincidentes com os locais onde anteriormente tinham sido colocadas as armadilhas. Considerou-se um raio de 20 metros, a partir de cada árvore onde tinha sido colocada uma armadilha, como correspondendo à do raio de atracção da mesma. Dentro deste círculo foram observadas todas as árvores existentes, e estimado o nível de ataque. Os outros 3 locais estavam afastados, pelo menos 100 m, dos locais das armadilhas. Para os restantes locais de estudo seguiu-se a mesma metodologia, tendo variado o número de locais seleccionados. Nos Casais da Pucariça seleccionaram-se 5 locais que coincidiam com as presenças das armadilhas (3 armadilhas com feromona e 2 armadilhas sem feromona), neste local nas zonas em que as árvores apresentavam uma densidade muito elevada associada à existência de um sub-coberto arbustivo com tojo (*Ulex spp.*) de grande porte, o raio da circunferência foi reduzido para 15 metros. Na Herdade da Ferraria seleccionaram-se 4 locais, correspondendo dois aos seleccionados para as armadilhas e encontrando-se os outros dois a uma distância superior a 100 metros dos primeiros. O nível de ataque foi estimado através dos seguintes parâmetros:

1. Número de posturas/árvore.
2. Número de ninhos provisórios/árvore (larvas de 1º, 2º e 3º instar).
3. Grau de desfolha da copa (considerada como tendo sido causada pelas larvas dos primeiros instares):
 - 0 - Copa sem sinais de desfolha.
 - 1 - até 1/3 das agulhas da copa com vestígios de destruição.
 - 2 - Entre 1/3 e 2/3 das agulhas da copa parcial ou totalmente consumidas.

3 - Mais de 2/3 das agulhas da copa parcial ou totalmente consumidas.

4. Grau de ensombramento das árvores:

- a) - muito ensombradas
- b) - mediamente ensombradas
- c) - completamente desembradas

de acordo com as seguintes características:

- a) - árvore mais pequena completamente rodeada de outras árvores, na qual a copa permanecia permanentemente à sombra.
- b) - árvore em que só parte da copa estava à sombra.
- c) - árvore em que a copa estava completamente exposta ao Sol.

5. Contagem de ninhos definitivos por árvore (larvas 4^o e 5^o instar).

6. Grau de desfolha da copa, relacionado com o nível de ataque provocado pelas larvas existentes nos ninhos definitivos, de acordo com a classificação já anteriormente descrita.

7. Outro tipo de observações, relativos ao estado fitossanitário da árvore.

4.2.2. Armadilhas Iscadas com a Feromona Sexual de Fêmeas de *T. pityocampa*

Nas zonas de estudo foram colocadas armadilhas iscadas com a feromona sexual das fêmeas de *T. pityocampa*, com a finalidade de se testar o eventual efeito de cairomona desta substância, sobre espécies potencialmente predadoras de ovos de processionária, nomeadamente espécies de tetigonídeos. Procedeu-se a uma recolha semanal das capturas das armadilhas e à posterior identificação dos tetigonídeos em laboratório.

As armadilhas utilizadas eram do tipo funil (Agri-Sense TM), tendo-se colocado em cada uma um isco com um dispersor de feromona sintética (Agri-Sense – BCS Lta.; TP056A; Ynell, Z13-16AC) e um insecticida (DDVT em barra). As armadilhas foram colocadas a uma altura de 2 metros (Figura A.77, em anexo), desde 15 de Junho até finais de Outubro, procedendo-se à sua visita em intervalos de 7 dias e sendo os químicos substituídos após 30 dias (feromona) e 60 dias (insecticida).

Para além dos resultados referentes à captura de espécies “não dirigidas” (non-target), obtiveram-se também as curvas de voo dos machos de *T. pityocampa*, para a Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria (Península de Setúbal), e para os Casais da Pucariça (Abrantes).

No local Casais da Pucariça utilizou-se uma metodologia diferente da utilizada nos outros dois locais. Neste local foram colocadas armadilhas iscadas com a feromona sexual das fêmeas de *T. pityocampa* (armadilhas nº 1, 3 e 5), e armadilhas sem feromona (armadilhas nº 2 e 4). As armadilhas foram colocadas intercaladamente, a uma distância de 50 metros umas das outras. Estas experiências tiveram por objectivo estabelecer se os tetigonídeos seriam apenas atraídos pelas armadilhas iscadas com feromona (possível efeito de cairomona), ou se, pelo contrário, seriam igualmente capturados em armadilhas sem feromona.

4.2.3. Biotestes com Tetigonídeos

As diferentes espécies de tetigonídeos capturados em pinhais distribuídos por vários locais de Portugal, nomeadamente Herdade da Apostiça e Ferraria, na Península de Setúbal, Abrantes, Parque Natural do Alvão (Vila Real), Parque Natural de Montesinho (Bragança) e Mata Nacional de Leiria, foram utilizados em biotestes alimentares realizados no laboratório nos anos de 1998, 1999 e 2000.

Para a realização destes biotestes utilizaram-se também posturas de *T. pityocampa*. No ano de 1998 recolheram-se posturas em vários locais da península de Setúbal e na zona de Abrantes, mas como o ataque era bastante reduzido, apenas foram recolhidas 22 posturas em dois dias de busca. Nos anos de 1999 e 2000 procedeu-se à recolha das posturas no Parque Natural de Montesinho, Bragança, na segunda quinzena de Agosto. Neste local, o nível de ataque era muito elevado e no decorrer de uma manhã recolheram-se 168 posturas em 1999 e 369 posturas em 2000.

Os biotestes alimentares foram realizados em laboratório, tendo os tetigonídeos sido colocados individualmente em gaiolas, com ramos de *Pinus pinaster* e de arbustos típicos dos locais onde foram recolhidos, e com um suplemento de água (Figura A.79, em anexo). Estes biotestes dividiram-se em 5 tipos (em relação ao ano de 1998 apenas o ponto 1 foi avaliado):

1. Selecção das espécies de tetigonídeos predadores de posturas de *T. pityocampa*, em condições de laboratório.
2. Para as espécies predadoras, determinação das suas preferências alimentares, colocando em alternativa posturas de *T. pityocampa* e pedaços de maçã.
3. Para as espécies predadoras, determinação das suas preferências entre posturas eclodidas, versus não eclodidas.
4. Para as espécies de tetigonídeos predadores de posturas, determinação da sua capacidade de predação de larvas de 1º e 2º instares de *T. pityocampa*.

4.2.4. Tratamento Estatístico

O tratamento estatístico dos dados foi efectuado recorrendo-se ao programa STATISTICA/P.C. 6 (StatSoft, Inc.). Com os dados obtidos não foi possível utilizar a ANOVA paramétrica, porque estes não possuíam uma distribuição normal, nem homogeneidade de variância. Recorreu-se assim à estatística não paramétrica e utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis ANOVA, Median. Quando a hipótese nula era rejeitada (para $p \leq 0.05$), utilizou-se o teste de Wilcoxon Matched Pairs, para determinar quais os locais diferentes, para um nível de significância de $p \leq 0.05$.

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Influência da Colocação de Armadilhas Iscadas com Feromona Sexual de *T. pityocampa* sobre a Intensidade do Ataque

- Herdade da Apostiça – Península de Setúbal

Na Figura 4.1 observa-se que o número médio de árvores existentes, num raio de 20 m a partir dos locais onde foram colocadas as armadilhas, era semelhante àquele que se registava no resto do povoamento, isto é, nos locais mais afastados das armadilhas. No entanto, ao observar os valores obtidos para cada um dos locais, registou-se para o 3º e 5º local, as áreas que apresentavam uma maior densidade de árvores. A menor densidade foi observada no 1º local com armadilha.

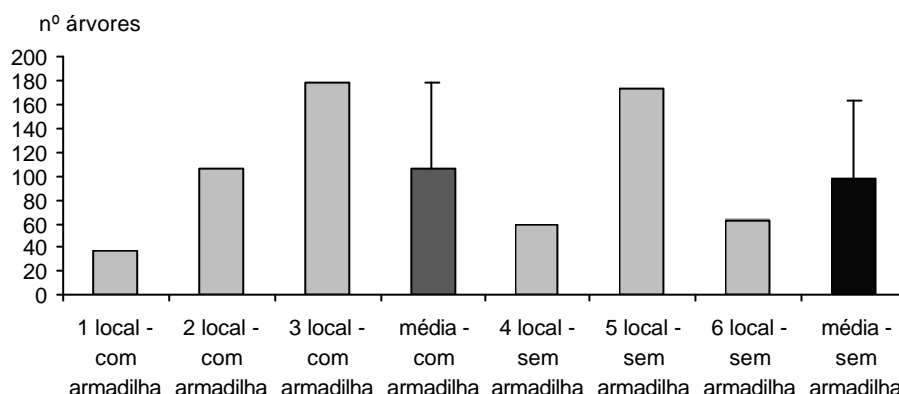


Figura 4.1 - Número de árvores, nos locais com armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de *T. pityocampa* e nos locais sem armadilhas, na Herdade da Apostiça, Península de Setúbal, em Janeiro de 1999, 2000 e 2001.

Quando comparados os níveis de ataque, nos três anos consecutivos da realização do trabalho de campo, observou-se um agravamento do nível de ataque no mês de Janeiro de 2000, em comparação com o mês de Janeiro de 1999. Entre os meses de Janeiro de 2000 e 2001, registou-se uma alteração no comportamento anteriormente descrito, tendo-se observado uma diminuição no nível de ataque, embora os dados obtidos para 2001 continuassem a ser superiores aos obtidos para 1999. Este facto pode ser observado na Figura 4.2, na percentagem de árvores com ninhos provisórios e definitivos, e na percentagem de árvores quantificadas em cada nível de ataque. Deve no entanto salientar-se que não foi possível realizar-se a contagem de ninhos provisórios no ano de 2001, devido às difíceis condições climáticas registadas. Nesse ano ocorreu um Inverno muito rigoroso, com uma elevada pluviosidade.

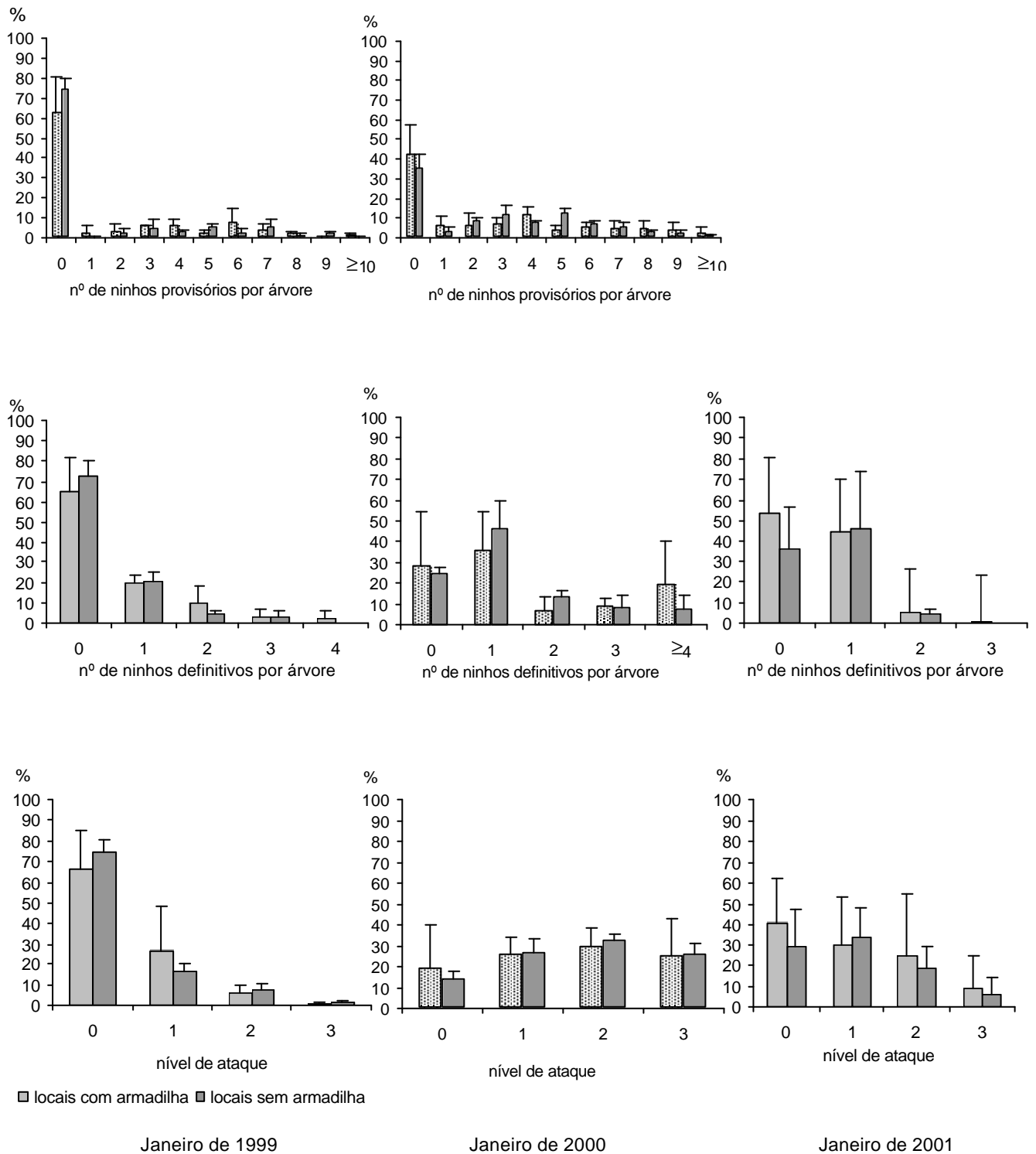


Figura 4.2 - Distribuição de ninhos provisórios, ninhos definitivos e do nível de ataque provocado por larvas de 4º e 5º instares de *T. pityocampa* em pinheiros, em locais com armadilhas iscadas com feromona sexual das fêmeas e em locais afastados do raio de influência das armadilhas. Herdade da Apostiça, Península de Setúbal, em Janeiro de 1999, 2000 e 2001.

Não foram encontradas diferenças significativas (teste de Kruskal-Wallis, $p < 0.05$), nos 3 anos de investigação, entre os locais onde tinham sido colocadas armadilhas, e os outros locais - Tabela 4.1. Ou seja, a presença de armadilhas iscadas com feromona sexual de *T. pityocampa* não influenciou a intensidade do ataque registado na Herdade da Apostiça.

Tabela 4.1 - Comparação dos parâmetros relativos à intensidade do ataque, entre os locais com armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de *T. pityocampa* e os locais afastados do raio de influência das armadilhas, na Herdade da Apostiça, Península de Setúbal; teste de Kruskal-Wallis ANOVA.

	1999		2000		2001	
	Ninhos definitivos	Nível de ataque	Ninhos definitivos	Nível de ataque	Ninhos definitivos	Nível de ataque
gl	1	1	1	1	1	1
χ^2	0.032	0.032	3.674	1.562	0.001	0.962
r	0.859	0.859	0.06	0.211	0.982	0.327

Relativamente ao grau de ensombramento das árvores, verificou-se que não se registaram diferenças notórias entre os vários locais, quanto à distribuição das várias categorias consideradas (muito, medianamente ou pouco ensombradas) - Figura 4.3.

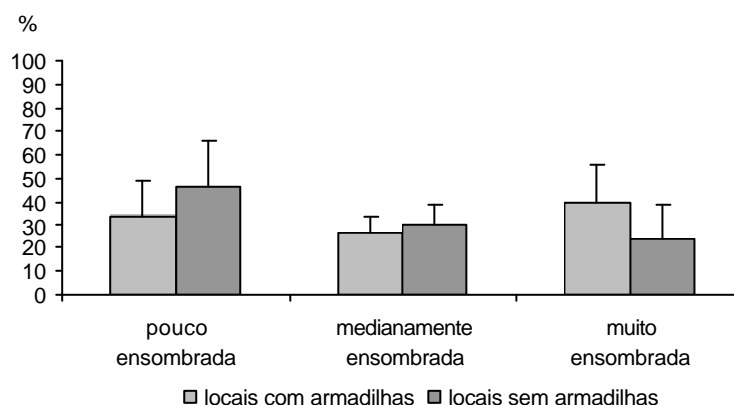


Figura 4.3 - Grau de ensombramento das árvores estudadas, nos locais com armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de *T. pityocampa* e nos locais afastados do raio de influência das armadilhas, na Herdade da Apostiça, Península de Setúbal, em Janeiro de 1999, 2000 e 2001.

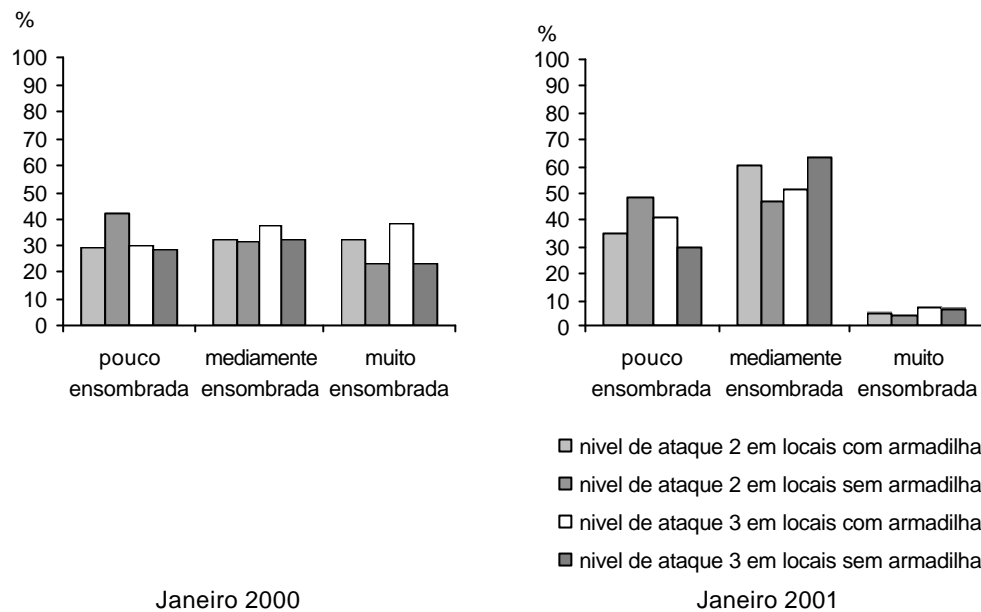


Figura 4.4 - Relação entre o grau de ensombramento das árvores estudadas e o nível de ataque 2 e 3, nos locais com armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de *T. pityocampa* e nos locais afastados do raio de influência das armadilhas, na Herdade da Apostiça, Península de Setúbal.

No entanto, quando se relaciona o grau de ensombramento com os níveis de ataque 2 e 3 (os níveis de ataque mais intensos), registou-se em Janeiro de 2000 uma homogeneidade a nível da distribuição das árvores mais atacadas pelos diferentes graus de ensombramento; de notar que foi nesse ano que se registou um maior ataque de *T. pityocampa* na Herdade da Apostiça. Em relação ao ano de 2001, o padrão anteriormente referido sofreu alteração, e verificou-se que as árvores muito ensombradas apresentavam os menores valores dos ataques 2 e 3, salientando-se que nesse ano o ataque registado foi menor (Figura 4.4).

Neste local de amostragem, e após a observação de 919 ninhos definitivos (Figura 4.5), verificou-se que estes estavam preferencialmente orientados a Sul, não se tendo registado ninhos orientados a Norte.

Deve referir-se que a quantificação do nível de desfolha, ou estrago das árvores é um parâmetro cuja avaliação não é rigorosa do ponto de vista quantitativo, estando por isso sujeita a subjectividade. Assim, adicionalmente, deverá ter-se em conta o número de ninhos provisórios e definitivos que foram encontrados nas árvores, o que constitui um indicador mais fiável.

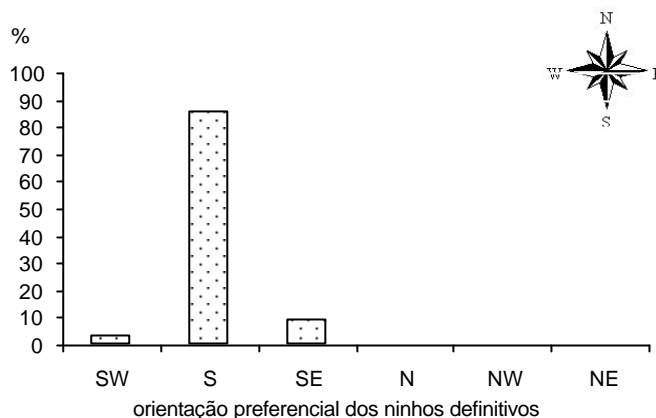


Figura 4.5 - Orientação preferencial de ninhos definitivos de *T. pityocampa*, na Herdade da Apostiça, de uma amostragem de 919 ninhos definitivos, Janeiro de 2000.

Podem resumir-se os resultados encontrados afirmando que as armadilhas não influenciaram a distribuição da população de *T. pityocampa*, não se tendo encontrado diferenças significativas entre os locais com armadilhas e os locais sem armadilhas. Para além disso verificou-se um agravamento no ataque de *T. pityocampa*, no mês de Janeiro de 2000, em relação ao mesmo mês de 1999 (Figuras A.71, A.72 e A.78, em anexo). Em relação ao nível de ataque para o mês de Janeiro de 2001, ocorreu uma diminuição deste, quando comparamos com o ano de 2000, continuando no entanto a ser superior ao registado para 1999. Os resultados apontam para a existência de uma relação entre o nível de ataque e as condições climatéricas, uma vez que o ataque mais intenso foi registado no ano em que o Inverno foi mais ameno e com menor pluviosidade.

- **Herdade da Ferraria – Península de Setúbal**

Após a realização do trabalho de campo, não foram detectados sinais de ataque de *T. pityocampa*, nos locais analisados na Herdade da Ferraria.

- **Casais da Pucariça - Abrantes**

A monitorização neste local foi efectuada apenas em Março de 2000 e 2001, tendo-se observado o resultado final do ataque de *T. pityocampa*. Não foi possível observar o número de ninhos provisórios, nem o número de posturas.

Este local foi seleccionado, após confirmação da ocorrência de tetigonídeos dentro

das armadilhas iscadas com feromona sexual de *T. pityocampa*, num trabalho realizado em 1996 por Zhang (comunicação pessoal).

Neste local, como já foi referido anteriormente, distinguam-se claramente duas zonas, a primeira zona referindo-se aos locais 1 (com armadilha) e 2 (sem armadilha), onde existiam na totalidade 659 árvores de porte variado e com uma densidade de 0.9 árvores/m² (Figura 4.6). Na segunda zona estavam incluídos os locais 3 (com armadilha), 4 (sem armadilha) e 5 (com armadilha), com um número total de 141 árvores com um porte regular e com uma densidade de 0.12 árvores/m². O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis revelou diferenças significativas ($p < 0.01$) entre a área 1 e a área 2, quer ao nível de ataque e ao nível de ninhos definitivos por árvore - Tabela 4.2. A zona 2 apresentou um grau de ataque superior ao da zona 1 - Figuras 4.7 e 4.8.

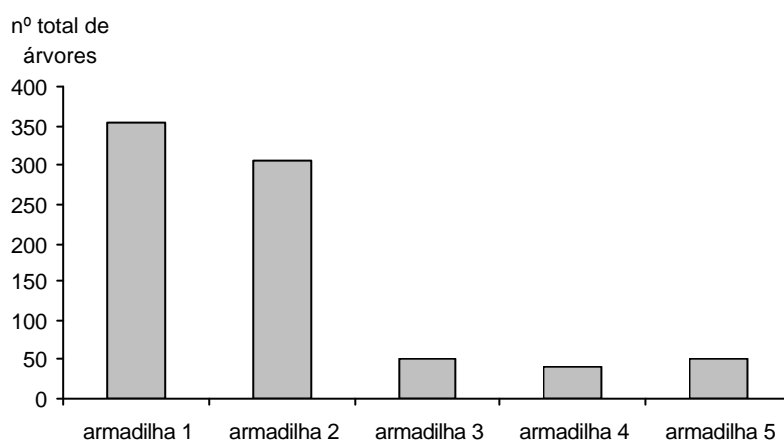


Figura 4.6 - Número de árvores, nos locais com armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de *T. pityocampa* e nos locais com armadilhas sem feromona, nos Casais da Pucariça, Abrantes, Março de 2000 e 2001.

Tabela 4.2 - Comparação dos parâmetros relativos à intensidade do ataque, entre a área 1 e área 2, Casais da Pucariça - Abrantes; teste de Kruskal-Wallis ANOVA, os valores aceites como significativos indicam-se com *, $p < 0.05$.

	2000		2001	
	Ninhos definitivos	Nível de ataque	Ninhos definitivos	Nível de ataque
gl	1	1	1	1
χ^2	255.49	88.75	54.676	37.561
r	0.000*	0.000*	0.000*	0.000*

Quando comparados os níveis de ataque obtidos nos meses de Março dos anos de 2000 e 2001, observou-se que praticamente não houve alteração do nível de ataque na zona 1, expresso em percentagem de árvores com ninhos definitivos e de árvores quantificadas em cada nível de ataque – Figura 4.7.

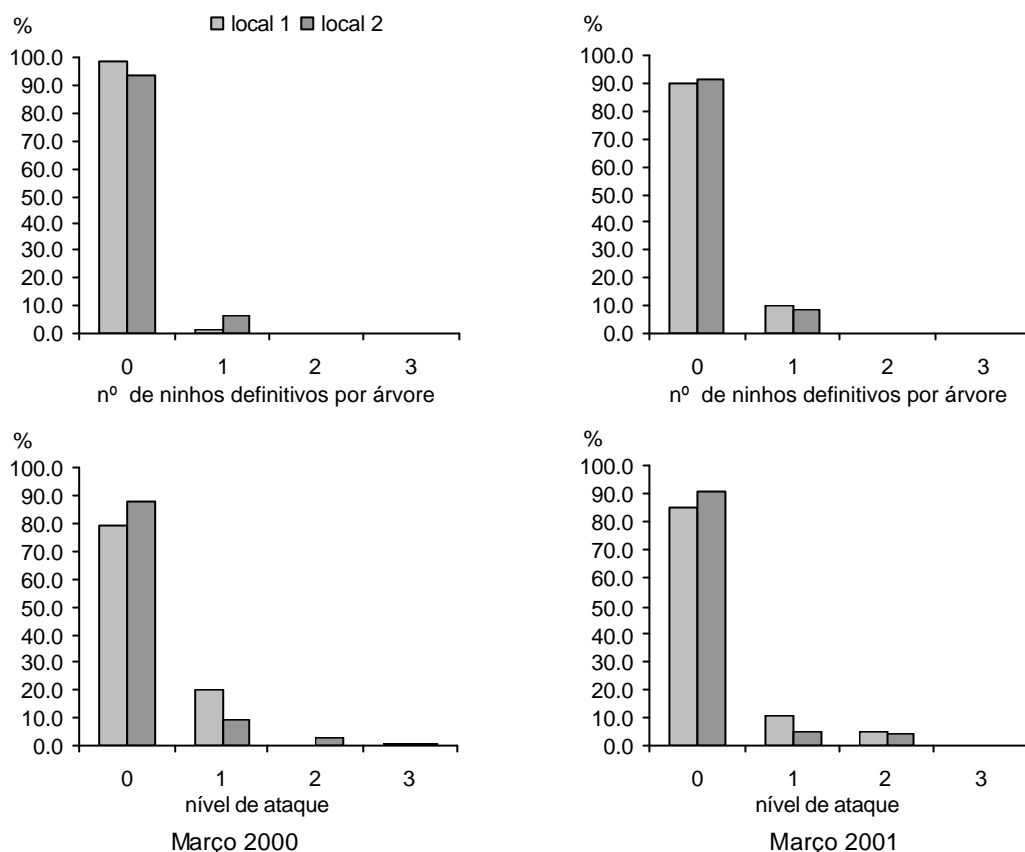


Figura 4.7 - Distribuição dos ninhos definitivos e do nível de ataque provocado por larvas de 4º e 5º instar em pinheiros, em 2 locais (1º - armadilha iscada com feromona de fêmeas de *T. pityocampa*; 2º - armadilha sem feromona de fêmeas de *T. pityocampa*) na zona 1, nos Casais da Pucariça, Abrantes, em Março de 2000 e 2001.

Na área 2 registaram-se também diferenças significativas quanto ao nível de ataque e número de ninhos definitivos por árvore, entre os diferentes locais, mas apenas em 2001 - Tabela 4.3. Observou-se que o local da armadilha nº 5 apresentou uma diferença significativa em relação aos outros locais, principalmente da armadilha nº 3, relativamente ao número de ninhos definitivos por árvore e ao nível de ataque (Wilcoxon Matched Pairs Test, $p < 0.01$) - Tabela 4.4, tendo-se encontrado neste local o menor valor em relação aos dois parâmetros enunciados anteriormente - Figura 4.8.

Tabela 4.3 - Comparação dos parâmetros relativos à intensidade do ataque, entre as armadilhas 3, 4 e 5, Casais da Pucariça – Abrantes, Março 2000 e 2001; teste de Kruskal-Wallis ANOVA, os valores aceites como significativos indicam-se com *, $p < 0.05$.

	2000		2001	
	Ninhos definitivos	Nível de ataque	Ninhos definitivos	Nível de ataque
gl	2	2	2	2
χ^2	3.133	0.813	14.880	13.904
r	0.209	0.666	0.000*	0.001*

Tabela 4.4 - Parâmetros relativos à intensidade de ataque, para as armadilhas 3, 4 e 5, Casais da Pucariça – Abrantes, Março de 2001. Teste Wilcoxon, os valores aceites como significativos indicam-se com *, $p < 0.05$.

	Armadilha 3		Armadilha 4		Armadilha 5	
	Ninhos definitivos	Sintoma de ataque	Ninhos definitivos	Sintoma de ataque	Ninhos definitivos	Sintoma de ataque
Armadilha 3	-	-	0.135	0.522	0.006*	0.008*
Armadilha 4			-	-	0.068	0.035*
Armadilha 5	0.006*	0.008*	0.068	0.035*	-	-

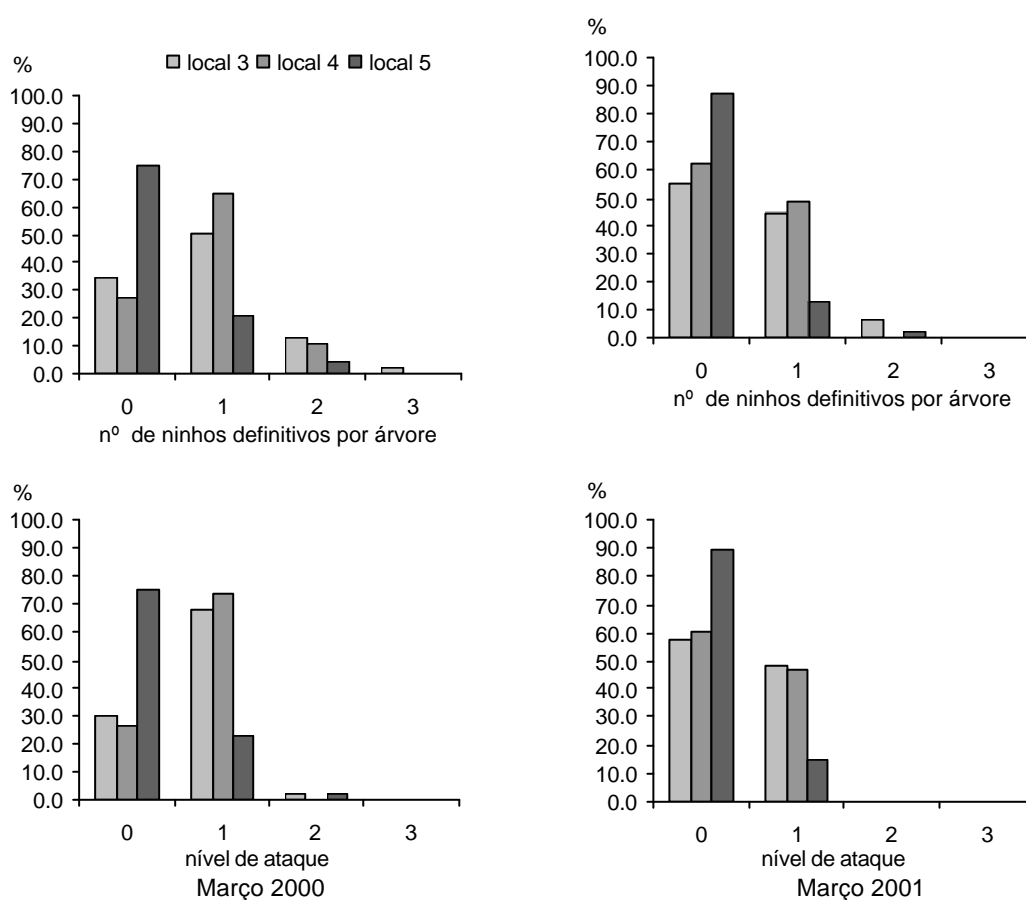


Figura 4.8 - Distribuição dos ninhos definitivos e do nível de ataque provocado por larvas 4^o e 5^o instar em pinheiros, em 3 locais (3^o - armadilha iscada com feromona de fêmeas de *T. pityocampa*; 4^o - armadilha sem feromona; 5^o - armadilha iscada com feromona) na zona 2. Casais da Pucariça, Abrantes. Março de 2000 e 2001.

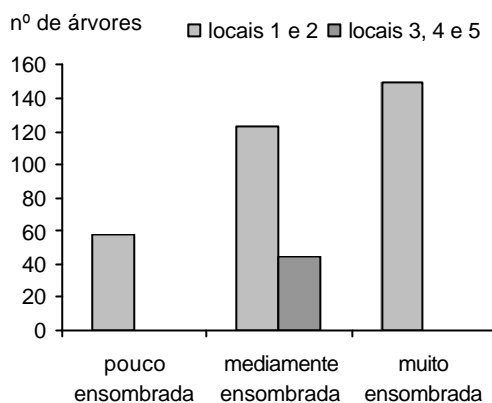


Figura 4.9 - Grau de ensombramento das árvores estudadas, nos locais com armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de *T. pityocampa* e com armadilha sem isco. Casais da Pucariça, Abrantes. Março de 2000.

Relativamente ao grau de ensombramento das árvores nos Casais da Pucariça, verificou-se que em relação à zona 1 (armadilha 1 e 2), as árvores encontravam-se distribuídas por todos os graus de ensombramento considerados, referenciando-se, no entanto um número mais elevado de árvores no grau muito ensombradas. Nos locais incluídos na zona 2 (armadilhas 3, 4 e 5) as árvores encontravam-se distribuídas apenas no grau médio de ensombramento - Figura 4.9.

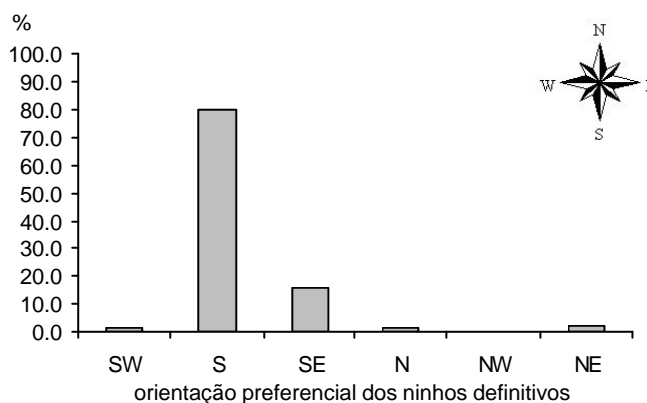


Figura 4.10 - Orientação dos ninhos definitivos de *T. pityocampa* numa amostra de 91 ninhos definitivos. Casais da Pucariça, Março de 2000.

Neste local de amostragem verificou-se que os ninhos definitivos ($n = 91$) estavam preferencialmente orientados a Sul e Sudeste – Figura 4.10. Este resultado é semelhante ao observado para a Herdade da Apostiça, pelo que existe uma clara preferência por parte das lagartas de *T. pityocampa* em construir os ninhos definitivos orientados a Sul.

Conclui-se que as diferenças encontradas a nível de ataque e do número de ninhos definitivos, na 2ª zona, não estão relacionadas com a colocação de armadilhas

iscadas com feromona da *T. pityocampa*. Além disso não se registou alteração no ataque de *T. pityocampa* em Março de 2001, em relação ao mesmo mês de 2000, tendo-se mesmo verificado uma ligeira diminuição.

4.3.2. Captura de Machos de *T. pityocampa* em Armadilhas Iscadas com a Feromona Sexual

Na Herdade da Apostiça não se registaram diferenças significativas em relação ao número de machos capturados nas diferentes armadilhas - Figura 4.11. Salientam-se os anos 1999 e 2000, em que a distribuição dos machos, capturados pelas diferentes armadilhas, manteve o mesmo padrão, tendo-se registado uma captura maior na armadilha 1 (cerca de 40%), seguida da 2 (cerca de 35%) e por último da 3 (25%).

No 1º ano da realização do trabalho de campo, na Herdade da Ferraria, colocaram-se 5 armadilhas, tendo nos anos seguintes apenas sido colocadas 2, uma vez que as armadilhas colocadas nos locais mais expostos desapareciam (foram furtadas as armadilhas 4 e 5). O padrão registado, em relação à captura dos machos, manteve-se constante, ou seja capturaram-se sempre mais machos na armadilha 2. De referir, no entanto, que no ano de 2000 houve uma maior variação relativamente à captura de machos nas diferentes armadilhas na Ferraria, tendo 75% dos machos sido capturados na armadilha 2.

A Figuras 4.11 mostra que a maior variação relativamente ao número de machos capturados por armadilha foi registada no local Casais da Pucariça (Abrantes). O padrão registado foi semelhante nos anos 1999 e 2000. Referenciaram-se assim, cerca de 70% dos machos capturados na armadilha 1, 27% na armadilha 3 e apenas 5% na armadilha 5. De salientar que nas armadilhas 2 e 4 não foram colocadas iscos com feromona de *T. pityocampa*.

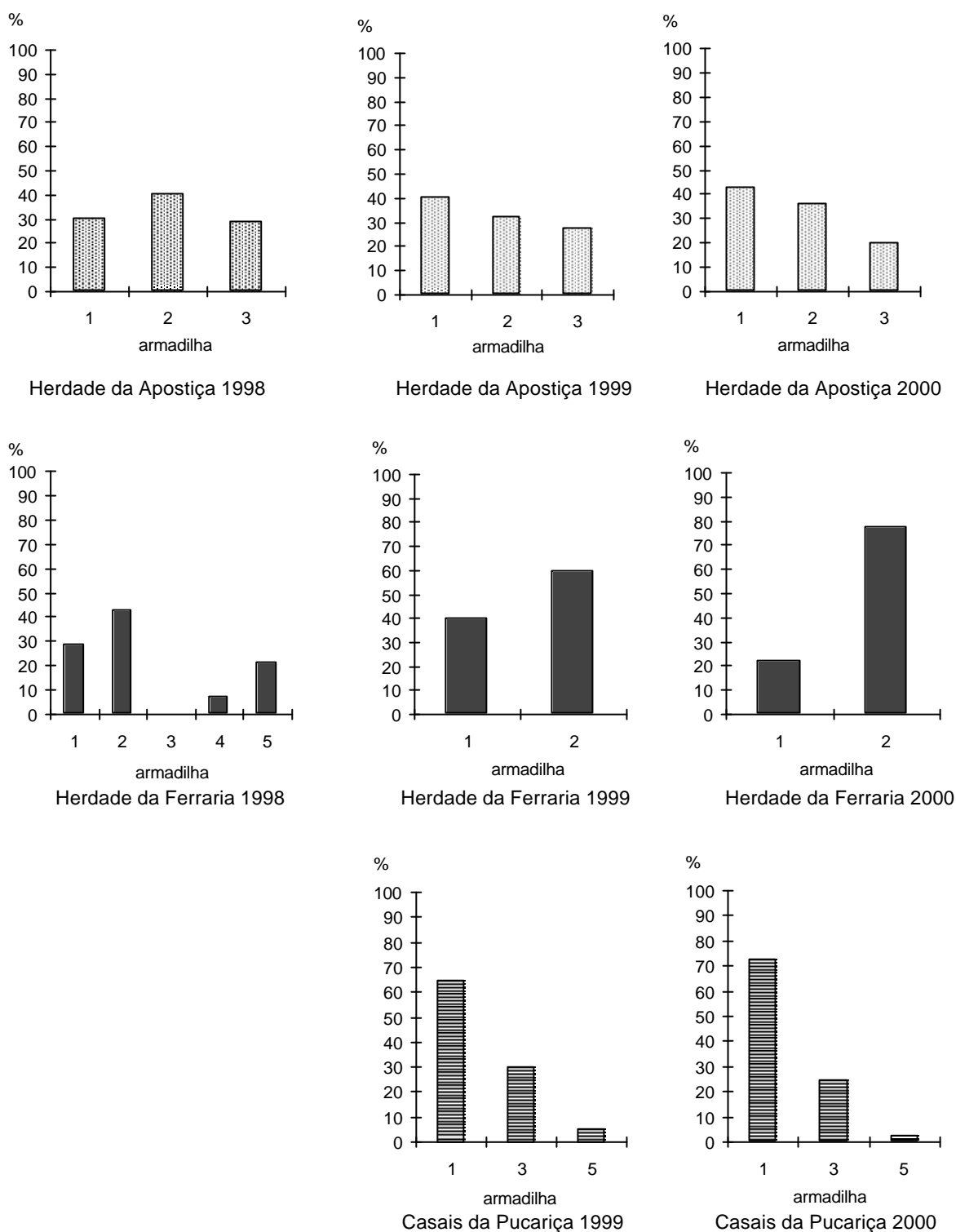


Figura 4.11 - Percentagem de machos de *T. pityocampa* capturados em cada uma das armadilhas iscadas com feromona sexual das fêmeas. Herdade da Apostiça, Herdade da Ferraria e Casais da Pucariça, entre Julho e Outubro de 1998, 1999 e 2000.

Na Figura 4.12 estão representadas as curvas de voo dos machos de *T. pityocampa*, na Herdade da Apostiça, na Herdade da Ferraria (Península de Setúbal) e nos Casais da Pucariça (Abrantes), para os anos de 1998, 1999 e 2000. Na Herdade da Apostiça, no ano de 1998, a emergência dos machos começou por volta de 8 de Agosto, tendo-

se prolongado até 18 de Setembro. No total das 3 armadilhas instaladas capturaram-se no total 337 machos de *T. Pityocampa* sendo o número máximo de 140 borboletas (Tabela 4.5). Neste local o pico mais elevado da emergência ocorreu em 25 de Agosto, tendo-se registado um segundo pico (embora menor que o primeiro) em 9 de Setembro. Nesse ano o número de machos capturados na Herdade da Ferraria foi muito menor que o capturado na Herdade da Apostiça. Na Herdade da Ferraria só foi registada a ocorrência de um pico de emergência, que coincidiu com o 2º pico registado na Herdade da Apostiça, tendo-se capturado um total de 14 machos nas 5 armadilhas.

Em 1999 o número máximo de machos capturados nas 3 armadilhas na Herdade da Apostiça foi atingido por volta de 23 de Agosto, tendo-se capturado cerca de 245 animais. Na Herdade da Ferraria o número máximo de machos capturados nas 2 armadilhas existentes foi atingido no período de 23 a 31 de Agosto, sendo cerca de 14 indivíduos. Nos Casais da Pucariça (Abrantes) o número máximo de machos capturados nas 3 armadilhas com feromona foi atingido no período de 24 de Agosto a 14 de Setembro, sendo a data mais provável 31 de Agosto. Note-se que as visitas a este local eram efectuadas quinzenalmente, enquanto que nos restantes locais estudados o eram semanalmente. Nesse ano registou-se um ataque mais intenso na Herdade da Apostiça, tal como se pode verificar na Tabela 4.5, também foi recolhido o número mais elevado de machos de *T. pityocampa*.

No ano de 2000 observou-se que o número máximo de machos capturados nas 3 armadilhas, na Herdade da Apostiça, foi atingido por volta de 18 de Agosto, com 128 insectos. Salienta-se o registo de um segundo pico (embora bastante menor que o primeiro) em 15 de Setembro. Na Herdade da Ferraria o número máximo de machos capturados nas 2 armadilhas existentes foi 6, atingido também no período de 18 de Agosto. Nos Casais da Pucariça (Abrantes) o número máximo de machos capturados nas 3 armadilhas com feromona foi atingido no período entre 7 a 29 de Agosto, sendo a data mais provável para o valor máximo, 18 de Agosto. Ou seja, ocorreu neste ano, uma sincronização dos picos de emergência dos machos de *T. pityocampa* nos três locais estudados. Registou-se ainda uma diminuição do número de machos capturados, em comparação com os anos anteriores, na Herdade da Apostiça e na Herdade da Ferraria. Nos Casais da Pucariça o número de machos capturados foi muito superior ao registado no ano anterior (231 e 79, respectivamente), tendo-se porém o nível de ataque mantido constante.

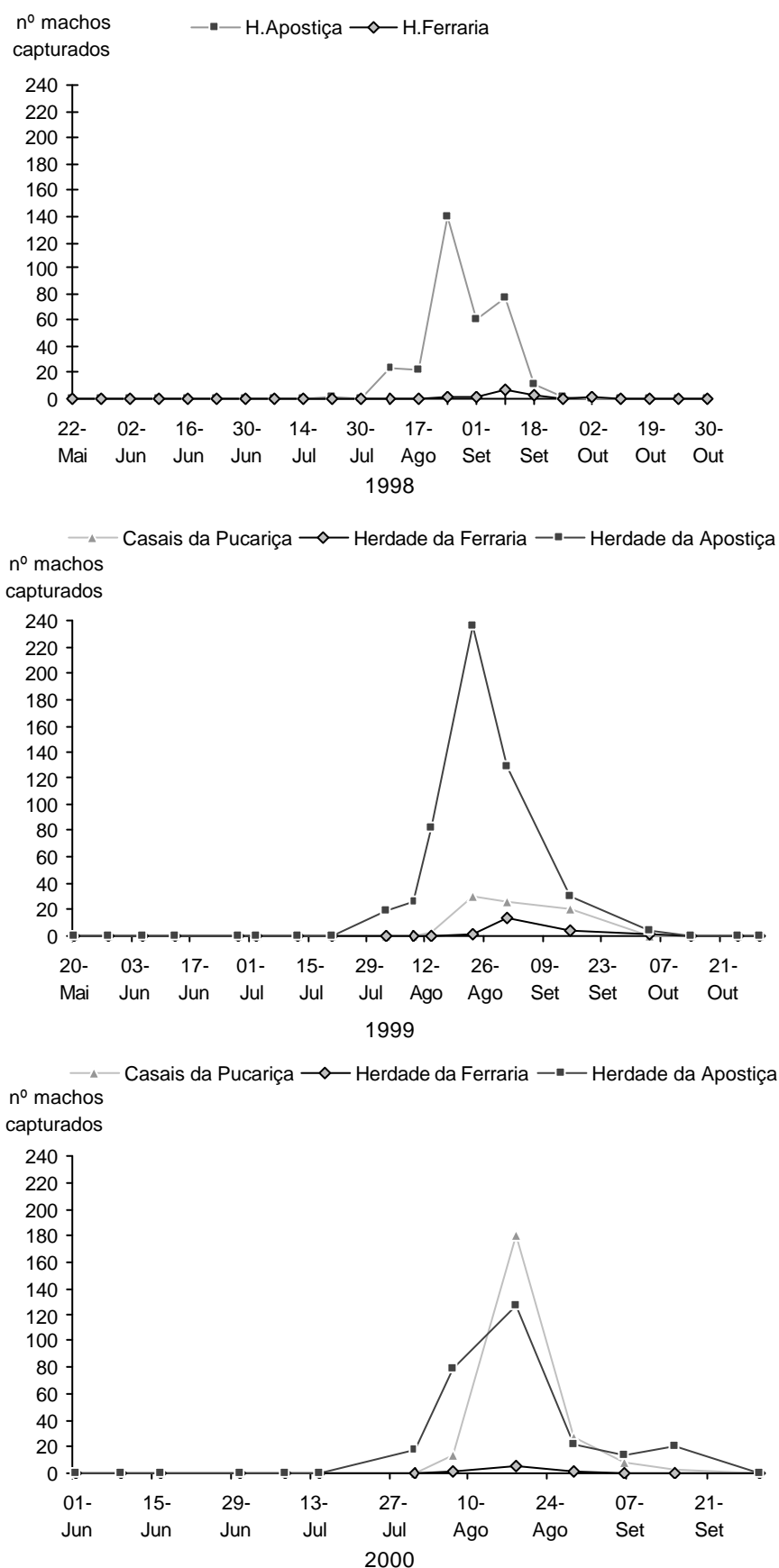


Figura 4.12 - Curva de voo dos machos de *T. pityocampa*. Herdade da Apostiça e da Ferraria (Península de Setúbal), e Casais da Pucariça, Abrantes, 1998, 1999 e 2000.

Tabela 4.5 – Comparação do número total de machos capturados nas armadilhas iscadas com feromona de *T. pityocampa* nos anos de 1998, 1999 e 2000.

Locais	1998	1999	2000
Herdade da Apostiça	337	527	262
Herdade da Ferraria	14	20	9
Casais da Pucariça	-	79	231

4.3.3. Captura de Tetigonídeos em Armadilhas Iscadas com a Feromona Sexual de *T. pityocampa*

Capturaram-se tetigonídeos, nas armadilhas iscadas com feromona, na Herdade da Ferraria e Casais da Pucariça (Abrantes) - Figura 4.14. Os gafanhotos capturados pertencem, na sua maioria, à espécie *Thyreonotus bidens*, embora na Herdade da Ferraria também se tenham capturado alguns tetigonídeos da espécie *Rhacocleis grallata*. Na Herdade da Apostiça não se registou a presença de tetigonídeos dentro das armadilhas.

Nos Casais da Pucariça capturaram-se tetigonídeos em todas as armadilhas, embora apenas as armadilhas 1, 3 e 5, estavam iscadas com a feromona sexual de *T. pityocampa*. Capturou-se o número mais elevado de tetigonídeos nas armadilhas 4 e 5, e o mais baixo na armadilha 1 - Figura 4.13. Tentativamente, poderá relacionar-se este facto com as características dos locais onde foram colocadas as armadilhas, devendo ser mencionado que a armadilha 5 estava próxima de uma linha de água, com uma vegetação arbustiva e arbórea muito variada (e não apenas *Pinus pinaster*), que constitui o tipo de habitat preferido pelos tetigonídeos. A armadilha 4, embora estivesse um pouco mais afastada da zona descrita anteriormente, poderia ainda estar dentro do seu raio de influência.

No local Casais da Pucariça registou-se o mesmo padrão em relação à captura de machos de *T. pityocampa* e de tetigonídeos, nos dois anos consecutivos (1999 e 2000), embora no último ano se tenha recolhido um número mais elevado de tetigonídeos e machos de proceccionária. Deve salientar-se que existe uma relação inversamente proporcional entre o número de tetigonídeos recolhidos e o número de machos de *T. pityocampa* capturados.

Observou-se que os tetigonídeos que entravam dentro das armadilhas, não morriam imediatamente devido ao efeito do insecticida (foi possível retirar 2 animais vivos), e enquanto se mantinham vivos, alimentavam-se dos conteúdos das armadilhas, ou seja outros tetigonídeos e machos de *T. pityocampa*. Dentro das armadilhas foram

encontradas patas e ovíscaps de tetigónídeos e partes das asas dos machos de processionária, indicando que estes animais tinham sido devorados pelos tetigónídeos.

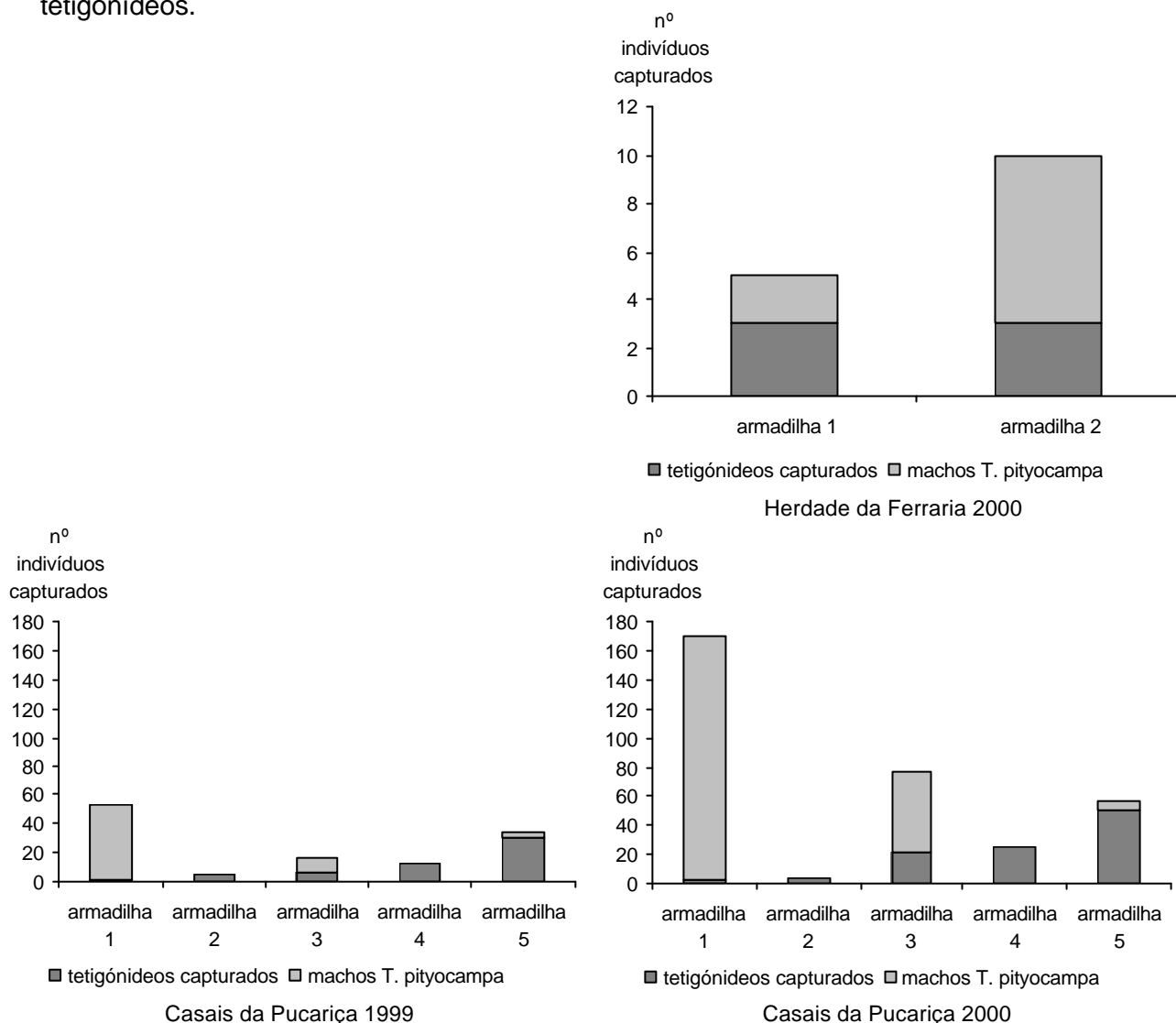


Figura 4.13- Número total de tetigónídeos capturados nas armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de *T. pityocampa*, e nas armadilhas sem feromona. Casais da Pucariça (Abrantes) e Herdade da Ferraria (Península de Setúbal), entre Junho e Outubro de 1999 e 2000.

Na Figura 4.14, observa-se que a armadilha 5 foi aquela que capturou um número mais elevado de tetigónídeos, sendo que as capturas se distribuíram regularmente ao longo do ano de 1999. Em 2000, registou-se um pico de capturas em 29 de Agosto, data em que se registaram capturas de gafanhotos em todas as armadilhas.

Estes dados indicam a presença de tetigónídeos nos Casais da Pucariça até finais de Outubro, o que na prática coincide com a presença de lagartas de *T. pityocampa* do 2º ao 3º instar.

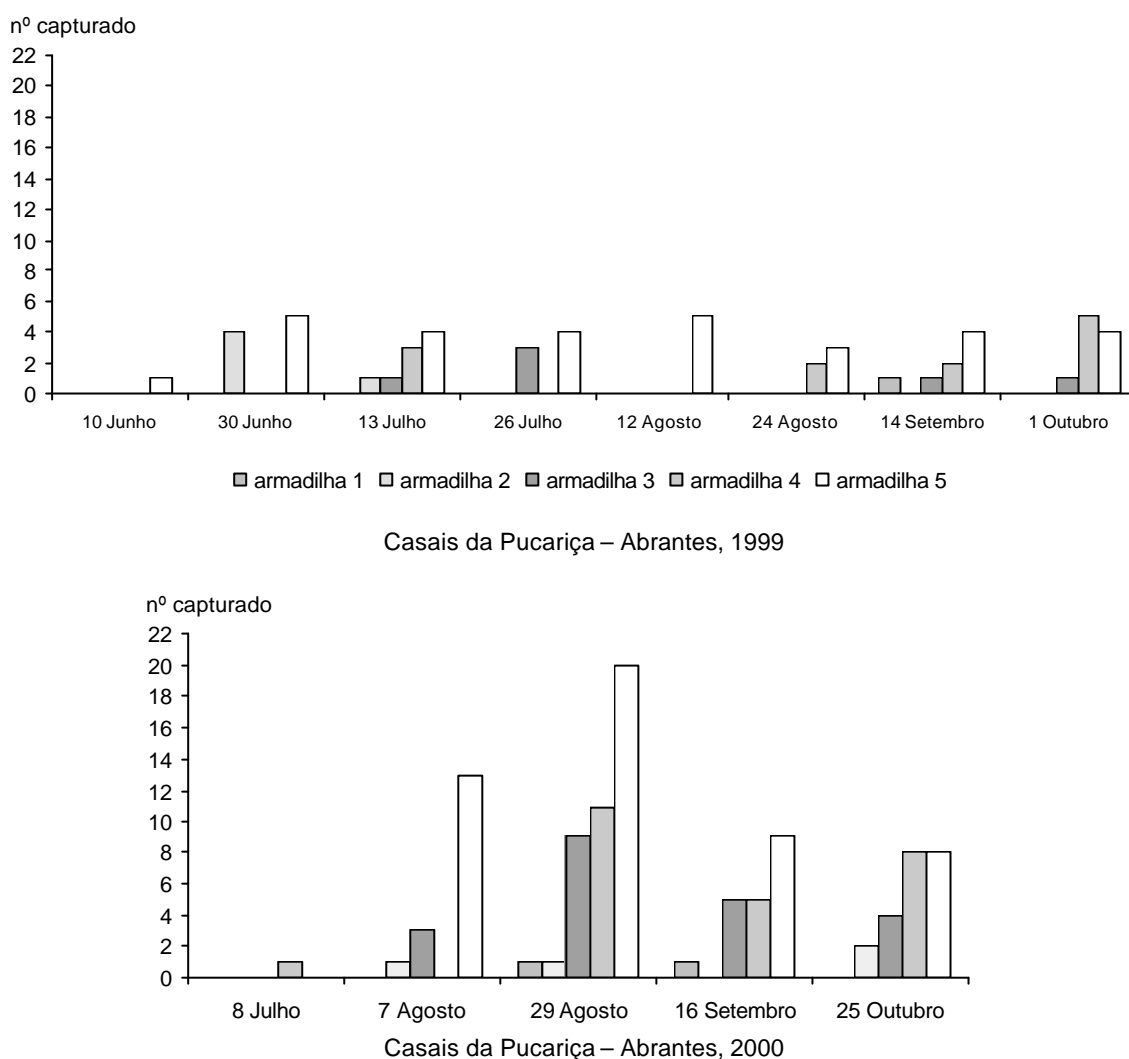


Figura 4.14 - Distribuição dos tetigonídeos capturados, nas armadilhas iscadas com feromona sexual de fêmeas de *T. pityocampa*, e nas armadilhas sem feromona. Casais da Pucariça, Abrantes entre Junho e Outubro de 1999 e 2000.

Registaram-se diferenças significativas entre os diferentes locais de amostragem, nos Casais da Pucariça, em relação ao número de tetigonídeos capturados nas armadilhas, como se pode observar nas Tabelas 4.6 e 4.7.

Tabela 4.6 - Comparação do número de tetigonídeos capturados, em todas as armadilhas, nos Casais da Pucariça - Abrantes; teste de Kruskal-Wallis ANOVA, os valores aceites como significativos indicam-se com *, $p < 0.05$.

	1999	2000
	Tetigonídeos capturados	Tetigonídeos capturados
gl	4	4
χ^2	14.440	10.580
r	0.006*	0.030*

Tabela 4.7 - Parâmetros relativos à captura de tetigonídeos, em todas as armadilhas colocadas nos Casais da Pucariça – Abrantes, Teste Wilcoxon, os valores aceites como significativos indicam-se com *, $p < 0.05$.

Armadilhas	1999					2000				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
1	-	0.423	0.068	0.068	0.068	-	0.423	0.109	0.068	0.012*
2	0.423	-	0.068	0.106	0.068	0.423	-	0.715	0.345	0.012*
3	0.068	0.068	-	0.465	0.068	0.109	0.715		0.345	0.012*
4	0.068	0.106	0.465	-	0.144	0.068	0.345	0.345		0.012*
5	0.068	0.068	0.068	0.144	-	0.012*	0.012*	0.012*	0.012*	-

4.3.4. Biotestes com Tetigonídeos

J. Helperin (1990) referiu que os tetigonídeos poderiam ser responsáveis pela predação de posturas de *T. pityocampa*, embora não existam relatos de observações directas destes animais a predarem posturas de processionária.

Foi observado, pela primeira vez no campo, no Parque Natural de Montesinho (em Agosto de 1999) uma fêmea de *Antaxius spinibrachius* a predar uma postura de *T. pityocampa* sobre *Pinus nigra* - Figura 4.15. Essa fêmea foi capturada, e utilizada para a realização de biotestes alimentares em laboratório.

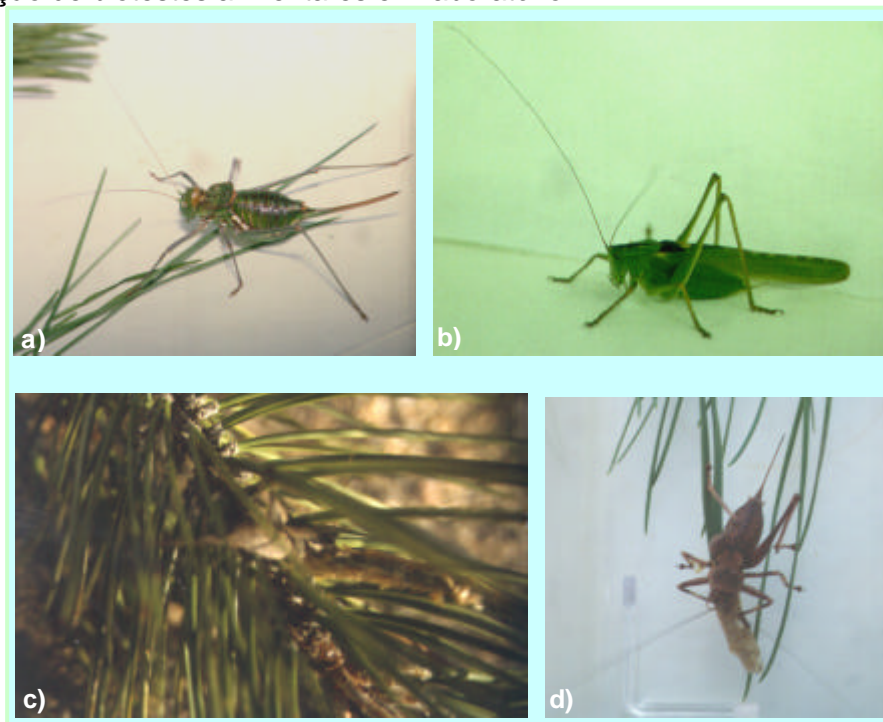


Figura 4.15. - Alguns exemplos de espécies de tetigonídeos que predaram posturas e larvas de *T. pityocampa*.

a) *Platystolus* (*Neocallicrania*) *serratus*, **b)** *Tettigonia viridissima*, **c)** *Antaxius spinibrachius*, **d)** *Thyreionotus bidens*.

Na Mata Nacional de Leiria, durante o período de ataque de Inverno, registou-se, em 14.11.1998, a presença de uma fêmea da espécie *Uromenus (Steropleurus) anapaulae* pousada sobre um ninho de *T. pityocampa* que continha larvas de 2º e 3º instar. Durante o período de ataque de Verão registou-se, em 08.08.2000, também a presença de um macho da mesma espécie pousado sobre um ninho de *T. pityocampa* que continha larvas de 3º instar. Estes gafanhotos não foram, no entanto, observados a predar as larvas, o que veio a observar-se em experiências laboratoriais - Figura 4.16.



Figura 4.16. - Observações, a nível comportamental, de um macho de *Uromenus (Steropleurus) anapaulae*, a predar larvas de 2º instar de *T. pityocampa*. Experiência realizada numa arena, nos laboratórios do Guecko - FCT/UNL, em Agosto de 2000.

Para realização dos biotestes alimentares recolheram-se 168 posturas de *T. pityocampa*, no Parque Natural de Montesinho. Cerca de 64.3% das posturas não apresentavam sinais de predação. Das posturas que tinham sido predadas, 40% apresentavam uma área predada inferior a $\frac{1}{4}$; 38.3% apresentavam uma área predada entre $\frac{1}{4}$ e $\frac{1}{2}$ da área total; 10% apresentavam uma área predada entre $\frac{1}{2}$ e $\frac{3}{4}$, e finalmente 11.7% apresentavam uma área predada superior a $\frac{3}{4}$ da área total.

No ano de 2000, foram recolhidas 369 posturas de *T. pityocampa* no mesmo local do ano anterior. Cerca de 61.2% das posturas não denunciavam sinais de predação. Das que tinham sido predadas, 23.6% apresentavam uma área predada inferior $\frac{1}{4}$; 6.5% uma área predada entre $\frac{1}{4}$ e $\frac{1}{2}$ da área total; 4.6% uma área predada entre $\frac{1}{2}$ e $\frac{3}{4}$, e finalmente 4.1% apresentavam uma área predada superior a $\frac{3}{4}$ da área total. Aceita-se que os principais predadores das posturas nesta região serão os tetigonídeos. Contudo, e em comparação com o ano anterior, verificou-se uma menor eficiência de predação no ano de 2000 e registado um aumento no número de posturas recolhidas.

Nos testes de alimentação utilizaram-se preferencialmente as posturas que ainda não tinham sido predadas (Figura A.81a, em anexo). As experiências realizadas em laboratório podem dividir-se em 5 tipos, como já foi referido no ponto 4.2.3 deste capítulo e os resultados podem ser observados na Tabela 4.8.

Deve salientar-se que se conseguiu uma maior quantidade de resultados aquando da recolha de posturas de *T. pityocampa* no Parque Natural de Montesinho e de tetigonídeos no Parque Natural do Alvão, tendo-se podido desta forma, diversificar as experiências laboratoriais. Estas não foram realizadas com densidades diferentes, ou seja, apenas foi considerado um tetigónideo por gaiola, dado que no campo estes gafanhotos foram encontrados isolados, excepto no período de acasalamento.

Tabela 4.8 - Resultados das experiências alimentares realizadas com as espécies de tetigonídeos capturados em vários pinhais, entre Junho e Setembro de 1998, 1999 e 2000.

5 Tipos diferentes de experiências de preferência alimentar									
Espécies	Nº de tetigonídeos	Local de captura	1	2		3		4	5
			Postura de <i>T. pityocampa</i>	Postura	Maçã	Postura não eclodida	Postura eclodida	Larvas de 1º instar	Larvas de 2º instar
<i>Phaneroptera nana nana</i>	5 ♀ ♀	Casais Pucariça, M.N.Leiria, P.N.Alvão	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺
	3 ♂ ♂		100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺
<i>Barbitistes constrictus</i>	1 ♀	P.N.Alvão	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺
<i>Tettigonia viridissima</i>	4 ♀ ♀	P.N.Alvão	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	30% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺
	1 ♂		100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺
<i>Platycleis albopunctata albopunctata</i>	6 ♀ ♀	Casais Pucariça, P.N.Alvão	67% ♀ ☺	100% ♀ ☺	50% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺
<i>Platycleis sabulosa</i>	1 ♀	Casais Pucariça	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺
<i>Platycleis tessellata</i>	5 ♀ ♀	Casais Pucariça, P.N.Alvão	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺
	3 ♂ ♂		100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺
<i>Thyreonotus bidens</i>	9 ♀ ♀	Casais Pucariça, H.da Apostiga, H.da Ferreira	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	50% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺
	4 ♂ ♂		100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	50% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	75% ♂ ☺	100% ♂ ☺
<i>Antaxius spinibrachius</i>	25 ♀ ♀	P.N.Alvão, P.N.Montesinho	92% ♀ ☺	100% ♀ ☺	24% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺
	17 ♂ ♂		88% ♂ ☺	100% ♂ ☺	18% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺
<i>Urumenus (Steropleurus) asturiensis</i>	4 ♀ ♀	P.N.Alvão	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺
	2 ♂ ♂		100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺
<i>Platystolus (Neocallicrania) lusitanicus</i>	1 ♀	P.N.Alvão	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺
<i>Platystolus (Neocallicrania) serratus</i>	1 ♀	M.N.Leiria	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺
<i>Platystolus (Neocallicrania) selliger selliger</i>	8 ♀ ♀	P.N.Alvão	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺	100% ♀ ☺
	6 ♂ ♂		100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺	100% ♂ ☺

☺ - predou totalmente

☺ - predou ≤ 50%

☺ - não predou

Nas experiências alimentares utilizaram-se, no total, 106 Tetigonídeos (fêmeas e machos), de 12 espécies diferentes, capturados em pinhais distribuídos por vários locais de Portugal, nomeadamente Herdade da Apostiça e Herdade da Ferraria, na Península de Setúbal, Mata Nacional de Leiria, Abrantes, Parque Natural do Alvão (Vila Real), e Parque Natural de Montesinho (Bragança). Deve no entanto salientar-se que uma elevada percentagem de tetigonídeos utilizados foram recolhidos no Parque Natural do Alvão. Verificou-se que existiam algumas espécies que não predavam as posturas, tais como *Pheneroptera nana nana*, *Barbitistes constrictus* e *Platycleis tessellata* (Figura A.80, em anexo), sendo estes animais os de menor porte. Entre os que comiam posturas, os tetigonídeos maiores, comiam-nas mais rapidamente, salientando-se entre eles as espécies *Thyreonotus bidens*, *Platystolus (Neocallicrania) serratus*, *Platystolus (Neocallicrania) selliger selliger*, *Platystolus (Neocallicrania) lusitanicus* e *Urumenus (Steropleurus) asturiensis*. Estas espécies conseguiam comer completamente uma postura em menos de 30 minutos (Figura 4.15; Figuras, A.82 e A.83, em anexo). Registou-se também que ambos os sexos, das diferentes espécies de tetigonídeos, apresentavam o mesmo tipo de comportamento, ou seja, predavam as posturas de *T. pityocampa*.

Na segunda experiência, analisou-se quais as preferências alimentares dos tetigonídeos, apresentando em alternativa posturas de *T. pityocampa* e pequenos pedaços de maçã. Verificou-se que, de uma maneira geral, os tetigonídeos preferiam as posturas, embora por vezes comessem um pouco de maçã. De salientar que anteriormente à realização das experiências de alimentação, os gafanhotos eram alimentados com pedaços de maçã.

No terceiro tipo de experiências testou-se uma eventual preferência dos tetigonídeos por posturas não eclodidas, em oposição às eclodidas. Observou-se que todos os animais mostravam preferência pelas posturas não eclodidas, o que demonstra a sua capacidade de destrição.

No quarto tipo de experiências testou-se a capacidade dos tetigonídeos para consumir larvas de 1º instar de *T. pityocampa*, tendo-se colocado 100 larvas de 1º instar por gaiola. Verificou-se que dez espécies de tetigonídeos predaram sobre as larvas, sendo as restantes 2 espécies não predadoras as mesmas que já anteriormente não tinham predado as posturas: *Pheneroptera nana nana* e *Platycleis tessellata*. Verificou-se que as espécies consumidoras de larvas as predavam com elevada voracidade, quando estas se encontravam em movimento e no exterior dos ninhos provisórios. Os gafanhotos utilizavam as antenas e os palpos para detectar o movimento das larvas, após o que começavam a predá-las rejeitando as cápsulas encefálicas. Quando as

larvas de 1º instar se encontravam dentro dos ninhos provisórios não ocorria predação (Figura A.84, em anexo).

O quinto tipo de experiências teve por objectivo avaliar o potencial dos tetigonídeos como predadores de larvas de 2º instar de *T. pityocampa*, tendo-se colocado entre 10 a 20 larvas por gaiola. Observou-se mais uma vez que *Pheneroptera nana nana* e *Platycleis tessellata* também não predaram as larvas de 2º instar. Os tetigonídeos que predavam as larvas de 2º instar, apresentavam o mesmo tipo de comportamento já referido na detecção das presas (Figuras 4.16, 4.17 e A.85, em anexo).



Figura 4.17. - Sequência de observações, a nível comportamental, de uma fêmea de *Antaxius spinibrachius*, a predar larvas de 2º instar de *T. pityocampa*. Experiência realizada numa arena, nos laboratórios do Guecko – FCT/UNL, em Agosto de 2000.

4.4. DISCUSSÃO

A análise dos níveis de ataque e das curvas de voo dos machos de *T. pityocampa* nos três locais estudados, revelou alguns factos gerais e outros aspectos específicos de cada local.

Confirmou-se que a processionária do pinheiro apresentava apenas um período de voo por ano, facto que já tinha sido mencionado por Zhang e Paiva (1998), entre outros autores. No entanto, observaram-se algumas variações em relação à duração do período de voo nos diferentes locais e anos em que foram estudados. Masutti e Battisti (1990) referiram que um período de emergência curto (1 a 1.5 meses), com a apresentação de apenas um pico, é característico de uma população em crescimento, enquanto que um período de emergência mais longo (2 a 3 meses), que apresente dois ou mais picos, é característico de populações em declínio. Caso se aceite esta relação, pode dizer-se que, para os anos de 1998 e 2000, que a população de processionária na Herdade da Apostiça se encontrava em declínio, ocorrendo o oposto no ano de 1999. Em relação aos Casais da Pucariça, assinalou-se que, no ano de 2000, a população estava em crescimento, não se reflectindo, no entanto, esse facto no nível de ataque.

Em relação à Herdade da Apostiça, verificou-se um agravamento do nível de ataque das árvores, de 1999 para 2000. Tal facto pode dever-se tanto ao aumento da população em relação ao ano anterior, como às condições climáticas excepcionais verificadas durante o Inverno de 1999-2000, com pluviosidade quase nula e temperaturas elevadas para a época do ano, que constituem condições ideais para o desenvolvimento da fase larvar de *T. pityocampa*. Nestas condições, as larvas passam menos tempo a tecer o ninho (Demolin, 1969), pelo que poderão utilizá-lo para se alimentar.

O agravamento do ataque, em relação ao mês de Janeiro do ano anterior, também se poderá dever ao facto do ciclo biológico da processionária se ter completado mais cedo em 1999-2000 devido às condições climáticas excepcionais: as primeiras procissões de enterramento foram detectadas em finais de Janeiro, sendo a data normal para o início desta actividade o fim de Fevereiro (Ferreira, 1998); assim, em Janeiro de 2000, as larvas já estariam numa fase mais adiantada do seu desenvolvimento em relação a 1999, sendo portanto maiores os estragos observados.

Em relação ao ano de 2001 verificou-se uma regressão do nível de ataque, quando comparado com o mesmo período do ano de 2000, embora ainda se tenha mantido a um nível superior ao registado para o ano 1999. Este facto pode estar relacionado com

as condições climáticas ocorridas nesse ano, uma vez que o Inverno foi bastante rigoroso, tendo-se registado uma elevada pluviosidade. Outro ponto que poderá explicar este facto poderá ser o facto de as árvores não apresentarem alimento suficiente devido ao intenso ataque do ano anterior, e assim ter-se registado uma mortalidade mais elevada nas lagartas, uma vez que a qualidade de alimento é bastante importante para a sobrevivência e fecundidade das fêmeas (Ferreira, 1998).

O número mais elevado de machos foi capturado na Herdade da Apostiça, tendo-se verificado uma diminuição de cerca de 50% de capturas entre 1999 e 2000. Este facto pode ter resultado da elevada pluviosidade ocorrida em Abril e parte de Maio de 2000, que poderia ter favorecido a actuação de agentes patogénicos como por exemplo fungos, com impacte particularmente elevado nas pupas (Osuna *et al.*, 1994). Neste local verificou-se também que a colocação de armadilhas com feromona sexual de *T. pityocampa* não influenciou o nível de ataque, ou seja o ataque era semelhante nos locais onde se tinham colocado armadilhas e sem elas. No entanto, parece haver uma relação entre o número de machos capturados e o nível de ataque, uma vez que no ano em que se recolheu menos machos o ataque foi menor (1998); em 1999, registou-se o maior número de machos recolhidos e o ataque obtido em 2000 também foi o maior; obteve-se valores intermédios tanto a nível dos machos capturados como do nível de ataque no ano de 2000, 2001, respectivamente.

Na Herdade da Ferraria foi capturado um número muito reduzido de machos, o que poderá ser devido à presença neste local de formiga argentina *Linepithema humile* (Hymenoptera, Formicidae) (Way *et al.*, 2000). No entanto, verificou-se que o número de machos capturados acompanhou o padrão registado na Herdade da Apostiça, ou seja, registou-se um aumento entre 1998 e 1999. Para os anos de 1999 e 2000, verificou-se um decréscimo no número de machos capturados. De registar ainda que o nível de ataque das árvores foi sempre nulo, facto confirmado por Rodrigues (2002).

Em Abrantes registaram-se diferenças significativas para os níveis de ataque entre as duas zonas estudadas, dentro do mesmo povoamento, que poderão dever-se à diferença de densidades das árvores entre os locais. De facto, a zona 1 apresentava uma densidade de árvores cerca de 10 vezes superior à da zona 2, o que causa um maior ensombramento, situação desfavorável à processionária, que prefere locais expostos ao Sol para tecer os ninhos e sobreviver às baixas temperaturas do Inverno. Dentro da zona 2, o local onde foi capturado um número mais elevado de tetigonídeos apresentou simultaneamente um menor grau de ataque de *T. pityocampa*.

Nos Casais da Pucariça, Abrantes, observou-se em 2000 a captura de um número elevado de machos de *T. pityocampa* em relação a 1999. Porém a quase totalidade

dos lepidópteros foi capturada na armadilha número 1, local onde se capturaram menos tetigonídeos. Verificou-se assim uma relação inversa entre o número de tetigonídeos e o número de machos de *T. pityocampa* capturados; concomitantemente, no local onde se apanharam mais tetigonídeos, praticamente não foram recolhidos machos de *T. pityocampa* (armadilha 5). O aumento na captura do número de machos de *T. pityocampa* não foi acompanhado pelo aumento do nível de ataque, como se tinha registado na Herdade da Apostiça, e desta forma o nível de ataque nos Casais da Pucariça não sofreu alteração durante o estudo, podendo considerar-se como um ataque reduzido, resultado semelhante ao obtido por Zhang e Paiva (1998).

Verificou-se que as armadilhas que apresentavam um maior número de indivíduos capturados (4 e 5), estavam localizadas junto a uma linha de água, com vegetação arbustiva muito diversificada, o que constitui um habitat preferido pelos tetigonídeos. Não foi encontrada qualquer relação entre o número de animais capturados e o facto de a armadilha estar, ou não, iscada com feromona, pelo que se conclui que esta não actuará como cairomona, em relação aos tetigonídeos. Estes poderão entrar acidentalmente na armadilha, em busca de alimento ou de protecção.

A monitorização do voo dos machos de *T. pityocampa* foi efectuada em outros locais da bacia mediterrânica, como por exemplo Marrocos (Graf, 1990), Espanha (Cuevas *et al.*, 1983), França (Einhorn *et al.*, 1983), Itália (Carpita *et al.*, 1983), e Grécia (Devkota *et al.*, 1992) usando diferentes tipos de armadilhas e de iscos. De acordo com Wall (1989), um sistema eficiente de monitorização pode provocar uma redução até 50% na quantidade de pesticidas utilizada para o controlo desta praga. No entanto, Devkota *et al.* (1992), não encontraram nenhuma relação entre o número de machos capturados nas armadilhas e o nível de ataque, registado em vários pinhais localizados à mesma altitude, na Grécia, mas que apresentavam diferentes graus de desfolha. Resultados semelhantes foram também referidos por Tiberi e Niccoli (1984), e Roversi (1985). Halperin *et al.* (1984), consideraram, no entanto, que a densidade populacional era o factor mais importante, afectando a eficácia da captura de *T. wilkinsoni*.

No estudo apresentado, apenas foram registados num local resultados semelhantes aos de Halperin *et al.*, (1984), ou seja, na Herdade da Apostiça obteve-se uma relação entre o número de machos capturados e o nível de ataque registado. Nos outros dois locais estudados não foi possível obter-se essa relação. Estes resultados terão sido seguramente influenciados pela presença de formiga argentina *Linepithema humile* (Hymenoptera, Formicidae) na Herdade da Ferraria (Way *et al.*, 2000) e provavelmente pela presença de tetigonídeos, especialmente da espécie *Thyreonotus bidens*, nos Casais da Pucariça.

Os vários tipos de experiências realizadas em laboratório permitiram verificar que os tetigonídeos mais pequenos, *Pheneroptera nana nana* e *Platycleis tessellata*, não se alimentam de posturas, nem de larvas de *T. pityocampa*, preferindo maçã; este resultado pode estar relacionado com o facto de estes animais apresentarem armaduras bucais mais fracas. Verificou-se que quanto maior era o tetigonídeo, mais rapidamente ele consumia a postura, chegando a necessitar de apenas 15 minutos para a predação completamente. Os tetigonídeos conseguiam distinguir uma postura em que as larvas já tinham eclodido, preferindo sempre uma não eclodida. Das experiências realizadas com 12 espécies diferentes de tetigonídeos, verificou-se que praticamente todas elas consumiam as posturas e as larvas até ao 2º instar. Os resultados obtidos nos Casais da Pucariça, Abrantes, permitem-nos afirmar que os tetigonídeos também predavam os adultos de *T. pityocampa*. Estes dados fornecem uma indicação nova, que ainda não tinha sido registada, ou seja, que os tetigonídeos para além de predarem as posturas, também predavam as larvas, pelo menos até ao 2º instar, e os imagos. Até agora apenas se tinha referenciado estes animais predarem posturas de processionária (Ceballos, 1969; Cabral, 1979; Halperin, 1990; Ferreira, 1998).

Encontraram-se referências a outros estudos, onde algumas espécies de Orthoptera eram consideradas preciosos auxiliares no controlo de pragas provocadas por espécies de lepidópteros em arrozais na Ásia (Van den Berg *et al.*, 1992; Islam *et al.*, 1996). Estes autores observaram que as diferentes espécies de Orthoptera apresentavam diferentes taxas de predação e registaram a existência de 3 espécies que predavam com uma elevada voracidade os ovos de 3 espécies de lepidópteros, não tendo encontrado nenhuma relação entre a taxa de predação e o tamanho dos animais. Verificaram que, à medida que aumentava a densidade dos gafanhotos, esta não era acompanhada pelo aumento da intensidade de predação, ocorrendo este facto essencialmente quando se colocavam 8 animais por gaiola. Assim, estes autores chegaram à conclusão que algumas espécies de Orthoptera podem ser utilizadas como uma nova ferramenta no controlo de pragas, constituindo assim um controlo natural e evitando o uso desnecessário de insecticidas.

Estes dados encontram-se em consonância com os observados neste trabalho, onde se pode referir que algumas espécies de tetigonídeos são importantes elementos no controlo da processionária do pinheiro, tanto a nível das posturas, como das larvas e dos imagos. No entanto, estas espécies apresentavam densidades baixas no campo, exceptuando a espécie *Thyreonotus bidens*, que apresentava uma densidade mais elevada em alguns locais dos Casais da Pucariça. Para se conseguir manter uma densidade mais elevada destas espécies será necessário criar condições apropriadas

à sua sobrevivência nos pinhais. Em particular a vegetação arbustiva não deve ser completamente limpa, mantendo-se bolsas deste tipo de vegetação com uma mistura variada de espécies, em vários pontos dos pinhais. Estas bolsas de vegetação não poderão estar muito afastadas umas das outras, não mais que 50 m, de forma a proporcionar condições para que os tetigonídeos possam deslocar-se entre esses pontos, sem correr demasiados riscos. O incremento deste tipo de vegetação contribuir também para um aumento da biodiversidade generalizada e não apenas a nível dos tetigonídeos, no ecossistema pinhal. Alguns autores referem que algumas espécies de tetigonídeos são susceptíveis de sofrer fenómenos de metapopulações, podendo ocorrer simultaneamente extinções localizadas e recolonizações. A sobrevivência de uma espécie, ou a resistência da metapopulação, requer que a taxa de extinção seja compensada por uma elevada taxa de colonização (Kindvall e Ahlén, 1992; Kindvall, 1995 e 1996; Gruttke e Engels, 1998).

Kindvall e Ahlén (1992) registaram a existência de causas determinísticas e estocásticas para a extinção local de uma espécie de tetigonídeo *Metrioptera bicolor* (Philippi). Nas causas determinísticas estavam incluídas a destruição de habitats e a aplicação de pesticidas, e são independentes do tamanho das populações. Estes autores esperavam que as causas estocásticas dependessem, em certa forma, do tamanho das populações e, por isso, tornando-se as populações mais pequenas as mais vulneráveis. Para se confirmar essa afirmação, deve-se analisar em que medida o tamanho e a distância entre áreas de ocorrência afectam os padrões de distribuição de espécies de tetigonídeos, as colonizações, o tamanho das populações e a densidade. Estes autores verificaram que as áreas que não eram ocupadas eram significativamente mais remotas e mais pequenas do que as áreas ocupadas. Registaram que a maior parte dos indivíduos permanece no mesmo local durante todo o tempo e que os resultados médios dos movimento diários não diferem entre sexos. O risco de extinções locais, aparentemente aumentava quando o tamanho da área era menor que 0.5 hectares, o que correspondia a um tamanho crítico da população de cerca de 12 machos e as populações encontravam-se, de uma maneira geral, susceptíveis a alterações no ambiente (Kindvall e Ahlén, 1992; Bellmann e Luquet, 1995; Kindvall, 1996; Samways e Sergeev, 1997).

Sabe-se que as flutuações climáticas podem ter grande impacte na dinâmica populacional de muitas espécies de animais, incluindo os tetigonídeos (Ingrisch, 1986; Kindvall, 1995 e 1996). Como as condições climáticas são semelhantes em áreas muito vastas, o clima pode provocar uma sincronização na dinâmica populacional e conduzir a extinções locais. Este fenómeno é chamado estocacidade regional.

Os requisitos ambientais do tetigonídeo *Metrioptera bicolor* mudam conforme as condições climáticas (Ingrisch, 1986; Kindvall, 1995). Quando a qualidade ambiental varia em função das condições climáticas, espera-se que as populações de tetigonídeos de habitats heterogêneos flutuem menos que as populações que vivem em áreas mais homogêneas. As populações de habitats homogêneos devem estar assim mais sujeitas a extinções do que as populações que vivem em áreas com uma elevada diversidade de habitats e com condições climáticas diferentes. Kindvall (1996) mostrou que a dinâmica populacional local de *M. bicolor* se tornava mais sincronizada caso todas as áreas de ocorrência desta espécie fossem bastante semelhantes, em termos de vegetação e tipo de solo. Desta forma, o risco de extinções correlacionadas numa metapopulação diminuía se as áreas fossem suficientemente heterogêneas. Este autor referiu tratar-se de uma boa estratégia, a nível de conservação da natureza, dar prioridade à conservação de áreas com uma elevada diversidade de habitats, em alternativa às áreas de produtividade mais elevada, em anos em que as condições climáticas sejam normais.

Em relação às espécies de tetigonídeos apresentadas neste trabalho, algumas apenas foram encontradas por acaso, e com baixas densidades, como por exemplo as espécies *Platystolus (Neocallicrania) serratus*, *Platystolus (Neocallicrania) lusitanicus*, *Urumenus (Steropleurus) asturiensis*, *Urumenus (Steropleurus) anapaulae*, *Barbitistes constrictus* e *Platycleis sabulosa*. Sugere-se a continuação da pesquisa de modo a registar-se quais poderão encontrar-se ameaçadas. Deve-se realçar a importância do Parque Natural do Alvão e a necessidade da preservação dos diferentes tipos de habitats aí encontrados, para a conservação de muitas destas espécies. Dever-se-à também investigar se os processos de metapopulações descrevem bem a dinâmica destas espécies e determinar, com esses dados, quais as medidas que deverão ser implementadas para a sua protecção, com o objectivo de se estabilizarem as populações, com densidades óptimas, podendo mesmo ser necessária a criação de alguns destes animais em laboratório e a sua libertação em determinados locais, com ataques mais intensos de processionária. Desta forma é possível proteger estas espécies e ao mesmo tempo utilizá-las no controlo da *T. pityocampa*.

5. CEALIFERA – ORTHOPTERA CAUSADORES DE PRAGAS

5.1. INTRODUÇÃO

A ordem Orthoptera divide-se em duas subordens, Caelífera e Ensífera. Na subordem Caelífera está incluída a família Acrididae, e praticamente todas as espécies que podem dar origem a pragas. São gafanhotos que têm antenas curtas e capacidade de mudar de comportamento, fisiologia, cor e forma, como resposta a alterações da sua densidade populacional.

Durante milhares de anos, as pragas de gafanhotos têm aparecido, sem aviso prévio, em áreas agrícolas, desaparecendo em seguida, mas dando origem a grandes prejuízos. Muitas vezes perde-se a totalidade da produção agrícola. Os agricultores afectados não dispunham de qualquer método para o seu combate, recorrendo apenas a ritos religiosos para tentar afastar os gafanhotos das suas terras.

Talvez as primeiras tentativas feitas de modo estruturado, no sentido de controlar as pragas de gafanhotos, fossem iniciadas em 1930, quando, pela primeira vez, os investigadores se aperceberam que os gafanhotos, que provocavam pragas, tinham a capacidade de passar da fase solitária para a fase gregária. Quando se encontravam na fase solitária praticamente não provocavam danos. Na fase gregária estes animais tornavam-se mais móveis, agressivos e provocavam danos muito graves, em particular à agricultura. Durante a ocorrência de pragas, os gafanhotos na fase gregária formam grupos muito grandes e coesos de ninfas ou de adultos, que podem abranger áreas muito superiores às suas áreas de eclosão.

Apesar da intensa investigação desenvolvida nas últimas duas décadas, em busca de métodos alternativos para o controlo de Acrididae, continuam a não existir, actualmente, métodos eficientes para a sua gestão. Anualmente são aplicadas grandes quantidades de insecticidas, em particular em África, principalmente organofosfatos e carbamatos, que acarretam gravíssimos impactes ambientais (e.g. Onyeocha & Fuzeau-Braesch, 1990).

Sabe-se que o processo que leva à passagem da fase solitária para a fase gregária dos Acrididae (gregarização) é, em grande parte, afectado por factores ecológicos (e.g. Têtefort & Wintrebert, 1966; Farrow, 1974; Paiva & Martinho, 1992; Cheke & Holt, 1993). No entanto, na impossibilidade de controlar directamente estes parâmetros, e considerando a imperiosa necessidade de reduzir a aplicação de insecticidas em larga

escala, causadores de grande contaminação dos ecossistemas, será necessário desenvolver novos métodos de monitorização e controlo para estas pragas.

Os mecanismos que provocam os processos de mudança de fase não são ainda conhecidos. O papel da comunicação olfactiva, mediada por substâncias semio-químicas deve ser investigado em profundidade, podendo num futuro próximo, vir a ser um método utilizado na gestão de populações de gafanhotos que formam agregados (Paiva, 1997).

5.1.1. Panorâmica mundial e ibérica

Destacam-se, entre as espécies de gafanhotos que causam nas regiões tropicais, e particularmente em África, enorme impacto económico e social, *Schistocerca gregaria* (Forsk.) (gafanhoto do deserto) e *Locusta migratoria* (L.) (gafanhoto africano migratório). A primeira espécie constituiu, com uma periodicidade quase anual, nuvens devastadoras que podem potencialmente destruir 1 000 toneladas de vegetação verde por dia (Haskell, 1970). Da segunda a subespécie *Locusta migratoria migratorioides* (Reiche & Fairmaire, 1850) está confinada à África sub-Sahariana e ao sub-continente Indiano. Originou no século XX, na região central do Níger, explosões populacionais que ocorreram com intervalos de 20 anos (Farrow, 1974), prolongando-se cada uma delas por mais de uma década.

Das espécies de gafanhotos presentes na Península Ibérica, as mais importantes, pela sua perigosidade, são *Dociostaurus maroccanus* (Thunberg, 1815) e a subespécie solitária de *Locusta migratoria cinerascens* (Fabricius). O grupo de Ecologia (GUECKO/DCEA), com a colaboração do Prof. Doutor G. H. Schmidt, Universidade de Hannover, confirmou a presença desta subespécie, na fase solitária, em vários locais da Península de Setúbal, tendo sido posteriormente encontrados indivíduos também na região de Abrantes, na Mata Nacional de Leiria e em Castro Verde. Refira-se que, em relação à espécie *L. migratoria*, que pode também ocorrer na fase gregária, não existem registos publicados da sua presença desde o início do século XX (Aires & Menano, 1916).

Conhecem-se registos de surtos epidémicos provocados por *Dociostaurus maroccanus*, datados já do século XVIII (Dantas da Silva, 1951). As suas populações mantiveram níveis elevados até à década de 40 (Magalhães Silva, 1946), altura em que foram levadas a cabo, com grande êxito, campanhas de eliminação de focos de postura (Azevedo & Magalhães Silva, 1948). De salientar que esta espécie ainda hoje provoca estragos económicos no Norte de Marrocos (Saïd, com. pessoal) e no Sul de

Espanha, na região da Estremadura e da Andaluzia (Arias *et al.*, 1993; Barranco *et al.*, 1995).

A Estremadura espanhola possui a maior zona permanente de *Dociostaurus maroccanus*, encontrando-se distribuídos pela comarca de “La Serena” na província de Badajoz, que se encontra unida à comarca de “Los Llanos” de Cáceres, assim como outras áreas de menor importância (Arias *et al.*, 1993). Na actualidade continua a haver necessidade de tratar os campos agrícolas contra *Dociostaurus marocannus*, que consiste exclusivamente na aplicação de insecticidas por meios aéreo e terrestre. Deve referir-se que a população média estimada desta espécie na Estremadura espanhola foi de 37 000 gafanhotos por hectare (Arias *et al.*, 1993).

O impacto económico e social causado por *L. m. migratorioides* é difícil de quantificar, à semelhança do que acontece com as restantes espécies de gafanhotos que provocam pragas. As avaliações dependem em grande parte das escalas temporal e espacial consideradas. Assim, perdas que podem ser economicamente estimadas, a nível mundial, como insignificantes, podem atingir valores superiores a 90%, quando se adopta uma escala regional, considerando por exemplo plantações agrícolas, na zona do Sahel (e.g. Wewetzer *et al.*, 1993).

5.1.2. Principais espécies e evolução das medidas de gestão

Em 1921 Sir Boris Uvarov propôs a teoria da transformação de fase, para explicar o aparecimento e posterior desvanecimento de pragas de gafanhotos. Esta teoria surgiu após este investigador ter estudado o gafanhoto migratório, *Locusta migratoria* (L.), tendo verificado que o efectivo populacional desta espécie foi reduzido através de técnicas pouco sofisticadas de controlo, observando após a aplicação dessas técnicas a passagem destes animais para uma fase solitária.

A gregarização, o processo oposto ao referido anteriormente, conduz à formação de grupos coesos de centenas de milhares de indivíduos, constituídos por ninfas ou por adultos, constitui um processo muito complexo que não se encontrando ainda decodificado (Dobson & Magor, 1999).

Em condições naturais, o principal desencadear visível do processo de gregarização é um aumento do número e da densidade de gafanhotos nos locais de eclosão, por vezes como resultado da migração, fomentando desta forma os contactos físicos e visuais entre os gafanhotos. A gregarização ocorre frequentemente quando a vegetação começa a secar e os gafanhotos ficam restringidos a pequenos habitats húmidos, onde aumenta a sua densidade (Dobson & Magor, 1999). Este processo é

rápido e leva a um aumento da mobilidade. Bandos de ninfas podem marchar durante muitos quilómetros e as nuvens de adultos podem voar por centenas, ou mesmo milhares de quilómetros, aproveitando os ventos dominantes para atingir diversos locais, mesmo em diferentes continentes, muito longe das suas zonas de eclosão.

A hipótese de Uvarov, sobre a ocorrência permanente da gregarização em pequenas áreas de eclosão, levou em 1930 à caracterização destes locais através das suas coordenadas, para as espécies do gafanhoto migratório vermelho e do gafanhoto do deserto. Assim, aceita-se que, potencialmente, as pragas podem ser evitadas se se mantiverem níveis baixos de densidade nestas regiões específicas.

Foram encontradas áreas de eclosão permanentes para algumas espécies de gafanhotos, entre as quais se salientam: o gafanhoto africano migratório, *Locusta migratoria migratorioides* (Reiche & Fairmaire, 1850), o gafanhoto migratório de Madagáscar, *Locusta migratoria capito* (Sausurre, 1884) e o gafanhoto vermelho *Nomadocris septemfasciata* (Serville, 1838). Em outras espécies, foram encontradas áreas de eclosão, mas que não eram permanentes, que se tornavam em áreas de eclosão quando eram activadas pela chuva. Essas áreas representavam apenas uma pequena parte da área de distribuição de espécies, como sejam o gafanhoto do deserto *Schistocerca gregaria* (Forskål, 1775), o gafanhoto castanho, *Locustana pardalina* (Walker, 1870) e o gafanhoto australiano *Chortoicetes terminifera* (Walker, 1870). Estes gafanhotos quando restringidos às suas áreas naturais, onde existem dispersos como indivíduos solitários, provocam danos muito pequenos apresentando, pelo contrário, um papel muito importante nas cadeias alimentares dos ecossistemas tipo desértico.

As medidas para o plano de controlo, levadas a cabo pela Comunidade Internacional, começaram, como já foi referido, a partir de 1930, tendo-se realizado a recolha sistemática, o mapeamento e a análise de infestações provocadas por gafanhotos. Os mapeamentos mostraram que as pragas ocorriam prolongadamente durante alguns anos, seguidos de períodos de recessão. Os investigadores procuraram detectar qualquer tipo de periodicidade para as flutuações populacionais encontradas, mas sem resultado, tendo sido referido que o surgimento das pragas ocorre de forma caótica (Dobson & Magor, 1999).

Existe uma organização estabelecida a nível internacional, com a sede em Roma, para controlar os surtos de *Schistocerca gregaria*, essa organização pertence às Nações Unidas e chama-se Food and Agriculture Organisation of the United Nations - FAO (embora nem sempre, esta organização seja gerida de forma mais adequada ou seja,

as campanhas de controlo ou gestão de gafanhotos nem sempre são geridas de forma coordenada e eficiente), existindo pouco *feedback* entre as operações efectuadas no campo e a sua análise em termos de eficácia.

A frequência do surgimento de pragas, para 4 espécies de Acrididae mostra que estas se iniciam, expandem-se e entram em declínio, muito antes da aplicação de pesticidas ou de outros métodos - Figura 5.1.

A última grande explosão populacional de *Nomadacris septemfasciata* (gafanhoto vermelho) e *Locusta migratoria migratorioides* terminou nos anos 40; subsequentemente, os meios de controlo aplicados em áreas de eclosão, ou a nuvens de gafanhotos em formação preveniram o surgimento de novas pragas (Dobson & Magor, 1999).

Em Madagáscar, registou-se um grande intervalo, entre o surgimento da praga, que se extinguiu em 1962, e o aparecimento de duas explosões recentes. A frequência do surgimento de pragas provocadas por *Schistocerca gregaria* (gafanhoto do deserto) entrou em declínio após 1963. Foi registada a presença destes gafanhotos em $\frac{3}{4}$ do território antes de 1963, sendo presentemente apenas encontrados em $\frac{1}{7}$ da mesma área, tendo-se registado um declínio entre cerca de um terço a metade, nas populações desta espécie após o período de 1963 (Dobson & Magor, 1999).

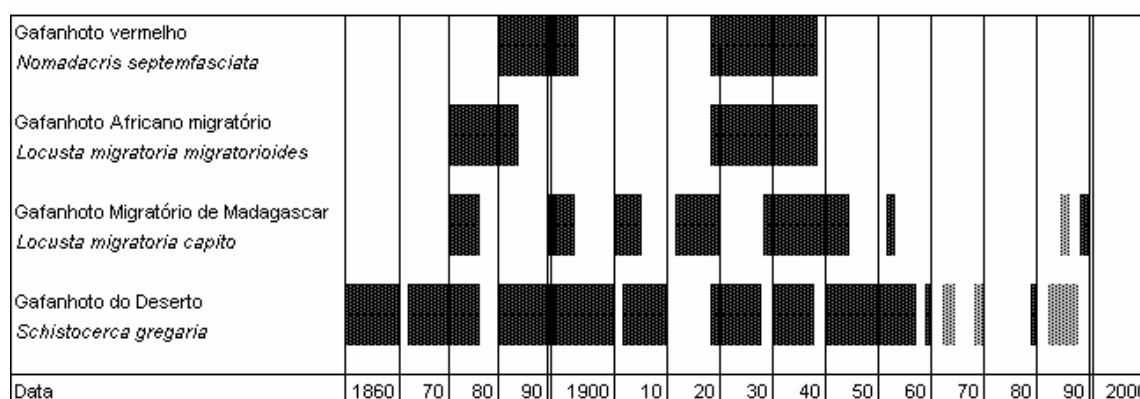


Figura 5.1 - Registo de pragas (barras mais escuras) e infestações importantes (barras mais claras) entre os períodos de 1860 e 1999. Modificado de: Dobson & Magor (1999).

Uma gestão eficaz de populações de gafanhotos requer o funcionamento de um sistema de monitorização, com o objectivo de estimar o número de indivíduos presentes por área, um sistema de prognóstico de forma a prever qual o trajecto e destino das populações, e um sistema de controlo capaz de reagir rapidamente quando for necessário, reduzindo o número de gafanhotos. Esta problemática não tem

como objectivo lutar pela erradicação dos gafanhotos, mas sim alcançar a prevenção de pragas.

Um dos maiores problemas para a gestão de pragas de gafanhotos é a previsão correcta das condições atmosféricas, isto é a previsão dos locais onde ocorrerá precipitação e qual a intensidade desta. A utilização de novas tecnologias tais como, Sistemas de Informação Geográfica (SIG), Sistemas de Posição Global (GPS), e utilização de satélites para detecção remota, podem melhorar essa previsão (Sharma & Radhakrishnan, 1992; Dobson & Magor, 1999).

A prevenção do aparecimento de pragas será sempre o objectivo último que as organizações responsáveis pelo controlo de gafanhotos gostariam de ver atingido. Porém e em termos metodológicos, este objectivo é mais fácil de alcançar para espécies de gafanhotos que têm áreas permanentes de eclosão, do que para as restantes espécies que não as apresentam.

Tendo sido reconhecidas e mapeadas as áreas de eclosão para *Nomadacris septemfasciata* e *Locusta migratoria migratorioides*, verificou-se uma recessão no número destes animais, após a implementação de estratégias que preveniam o aparecimento de pragas (Dobson & Magor, 1999).

A área de eclosão mais importante para *Locusta migratoria migratorioides*, e a única até agora conhecida, como tendo potencial para desenvolver grandes pragas encontra-se no médio Níger, nas áreas inundáveis e rodeadas por estepes do Sahel, no Mali. Outras populações permanentes, que poderão dar origem ao aparecimento de nuvens, existem na bacia hidrográfica do lago Chade no Sudoeste do Sudão, na Etiópia, Eritreia, Somália e Sudoeste e Sul de África.

A última grande praga desta espécie acabou em 1941 e posteriormente foram eliminadas novas vagas em 1942, 1943, 1947, 1949 e 1951 respectivamente. O controlo para esta espécie foi originalmente organizado a nível nacional, mas entre 1948 e 1984, 2 organizações internacionais, Comité International Provisoire de Prévention Acridienne au Soudan Français (CIPPAS) e o International African Migratory Locust Organization (OICMA), assumiram as responsabilidades pelo controlo desta espécie nas áreas de eclosão do Níger e do lago Chade.

A área de eclosão para *Locusta migratoria capito* foi identificada em 1930 na parte SW de Madagascar. Métodos preventivos de observação e controlo foram estabelecidos em 1957 e a praga formada em 1960 foi fraca (Têtefort, 1969). Mais recentemente,

este sistema não foi mantido adequadamente e na época de 1996/97 formaram-se nuvens que deram origem a uma praga.

Para este gafanhoto foram identificadas 2 áreas de eclosão, que são áreas de lagos rodeadas por herbáceas, Mweru-wa-Ntipe no NW da Zâmbia e o vale Rukwa na Tanzânia. Posteriormente foram identificadas mais 5 áreas de eclosão, as planícies de Wember e Malagasari na Tanzânia, os charcos de Kafue na Zâmbia, os charcos de Busi-Gorangosa em Moçambique e as planícies a Norte do lago Chilwa no Malawi. Em 1949 foi formado o International Red Locust Control Organization for Central and Southern Africa, com o objectivo de prevenir que nuvens de gafanhotos desta espécie escapassem das suas áreas de eclosão.

A prevenção de pragas provocadas por *Schistocerca gregaria* mostrou ser muito mais complicada, uma vez que ficou demonstrado que esta espécie não forma pragas em áreas permanentes de eclosão, sendo por isso dificilmente monitorizada por organizações internacionais de controlo. A gregarização desta espécie ocorre no Sahara, em volta do Mar Vermelho e no Golfo de Aden, na Península Arábia e ao longo da fronteira entre a Índia e o Paquistão. Os gafanhotos destas áreas migram e reproduzem-se em áreas geográficas separadas com períodos distintos de precipitação. O aparecimento de uma praga ocorre quando em várias destas zonas se regista uma precipitação intensa e prolongada, por um período superior a 2 anos (Waloff, 1966).

A partir de 1940, o controlo coordenado a nível internacional deixou de centrar exclusivamente os seus meios na protecção agrícola e começou a implementar campanhas tendo por objectivo a supressão da praga. O controlo de gafanhotos foi realizado na Eritreia, Etiópia, Somália e na Península Arábica com o objectivo prevenir que nuvens de gafanhotos chegassem às áreas de cereais do Quénia, Tanzânia e Uganda. Na Mauritânia, Marrocos e Argélia atacaram-se nuvens a Sul das Montanhas do Atlas e Anti-Atlas e continuou-se o seu controlo no Sahel de forma a proteger as áreas de cereais do NW de África. Foram realizadas campanhas no Irão e na Arábia para protegerem campos de cereais na Índia e no Paquistão.

O principal objectivo, nos nossos dias, quando se visa o controlo de pragas de gafanhotos é a identificação da sequência de chuvas associada ao tipo de vegetação, do tipo de habitats, dos microclimas favoráveis, dos ventos convergentes, e dos locais de oviposição que podem desencadear o crescimento de populações de gafanhotos e levar ao surgimento de uma praga (Uvarov, 1977; Bouaïchi *et al.*, 1996; Hassanali, & Torto, 1999).

5.1.3. Bioecologia comparativa de *Schistocerca gregaria* e *Locusta migratoria*

O impacto provocado pelas pragas de gafanhotos resulta da sua necessidade diária de alimentação, quando estes invadem os campos agrícolas e zonas de pastagem. As nuvens de gafanhotos variam em tamanho, desde alguns hectares até 1 000 Km² e a densidade média numa nuvem de gafanhotos é de 50 milhões de indivíduos por Km². Consequentemente para satisfazerem as suas necessidades alimentares, estes gafanhotos, têm que encontrar 100 toneladas de vegetação por Km² e por dia.

A análise dos danos provocados pelo gafanhoto do deserto (*Schistocerca gregaria*) mostrou que os gafanhotos na fase solitária provocam 8% dos danos, as nuvens de ninfas e gafanhotos imaturos 69% e as nuvens de gafanhotos maduros 28% (Steedman, 1988).

A espécie *Schistocerca gregaria* alimenta-se de uma ampla variedade de plantas cultivadas e espontâneas. Estes gafanhotos quando se encontram na fase gregária, apresentam-se muito mais activos em comparação com os gafanhotos da fase solitária, e comem aproximadamente o seu próprio peso (2 g) de vegetação por dia (Dobson & Magor, 1999).

Asad *et al.*, (1997a), sugerem a existência de uma associação entre *Schistocerca gregaria* na fase solitária, e plantas da espécie *Commiphora quadricincta* que ocorrem em determinadas áreas no deserto. Os gafanhotos tenderiam a concentrar-se em áreas onde existissem comunidades dessas plantas, servindo-lhes estas de alimentação e de abrigo. No entanto para além disso, determinados compostos (terpenoides) existentes nessas plantas poderiam provocar uma sincronia na maturação destes gafanhotos, resultando daí os processos preliminares que poderiam conduzir ao aparecimento de uma fase gregária.

Outros arbustos têm sido referidos como responsáveis por induzirem uma rápida maturação sexual de *Schistocerca gregaria*, onde se incluem espécies pertencentes aos géneros *Tribulus* e *Showwia*. Popov (1984) e Roffey (1994) verificaram no Norte do Níger, que a densidade de gafanhotos do deserto, em habitats onde se encontravam estas comunidades de plantas, era milhares de vezes mais elevada.

A espécie *Locusta migratoria*, quando comparada com *Schistocerca gregaria* e em oposição a esta, é designada como sendo uma especialista alimentar ou oligófaga, uma vez que apenas se alimenta de plantas da família das Poaceae, embora consuma várias espécies dentro desta família. No Mali, Ohabuiké (1979) não encontrou nenhuma relação entre a abundância de espécies de Poaceae detectadas nos excrementos de *Locusta migratoria* e a abundância dessas espécies no campo,

indicando assim este facto que certas espécies de Poaceae são preferencialmente seleccionadas pelos gafanhotos para a sua alimentação. As preferências alimentares também variam com a época do ano, dependendo do conteúdo de água das diferentes espécies. Durante a época de seca, estes gafanhotos seleccionam para a alimentação Poaceae com elevado conteúdo de água, em detrimento de outras espécies, que normalmente são as preferidas durante outras épocas do ano. No entanto praticamente todas as espécies de Poaceae são utilizadas na alimentação, mesmo aquelas que contêm substâncias parcialmente tóxicas, e que provocam um atraso no crescimento de *Locusta migratoria*.

Deve-se salientar que em ambas as espécies, as fêmeas apresentam um comportamento de postura (oviposição) muito semelhante. Existe um comportamento específico de pré-oviposição, que consiste na procura efectuada pelas fêmeas, com os palpos, as antenas e o abdómen, do local mais apropriado no solo para por os ovos. A selecção dos locais de postura é um factor importante, uma vez que as características do solo afectarão o desenvolvimento embrionário dos gafanhotos (Stauffer & Whitman, 1997). Após seleccionarem o local, as fêmeas escavam um buraco no solo com o abdómen onde colocam uma ooteca (saco de ovos) – Figura A.86, em anexo. Cada ooteca apresenta-se sob a forma de um tubo cilíndrico, com cerca de 8 cm de comprimento e 1 cm de largura e pode conter mais de 40 ovos (espécie *L. migratoria*). A constituição das ootecas divide-se em duas partes; a parte mais superficial, cerca de 1/3 do total, é essencialmente constituída por espuma, que é produzida a partir de uma secreção proteica derivada das glândulas acessórias e dos oviductos laterais (Stauffer & Whitman, 1997); a 2ª parte, que corresponde aos 2/3 mais profundos da ooteca é o local onde se encontram os ovos. Observa-se um comportamento pós-postura, em que as fêmeas de *L. migratoria* tentam disfarçar o local da postura. Os ovos demoram cerca de 15 dias a eclodir, e as ninfas passam por 5 instares, até chegarem à fase adulta, que ocorre cerca de um mês após a eclosão – Figura A.87, em anexo.

A espécie *Locusta migratoria* inclui seis sub-espécies, salientando-se entre elas *Locusta migratoria migratorioides* – Figura A.88, em anexo e *Locusta migratoria cinerascens* (Fabricius, 1781) – Figura A.89, em anexo, que têm características bio-ecológicas diferentes. Assim, enquanto *L. m. migratorioides* forma, em regiões tropicais agregados que podem chegar a incluir dezenas de milhões de indivíduos, *L. m. cinerascens* encontra-se distribuída na Península Ibérica e pela zona do mediterrâneo, onde existe exclusivamente na fase solitária, podendo causar danos ocasionais e muito localizados.